



наукові записки

**Тернопільського національного
педагогічного університету
імені Володимира Гнатюка
Серія: біологія**

Спеціальний випуск:

**«Фізіолого-біохімічні та екосистемні механізми
формування токсикорезистентності біологічних систем»,
присвячений пам'яті член-кореспондента Академії педагогічних
наук України, доктора біологічних наук, професора
Олександра Федотовича Явоненка**



ББК 28
Н 34

Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету
імені Володимира Гнатюка. Серія: Біологія. — 2011. — № 2 (47). — 315 с.

*Друкується за рішенням вченої ради
Тернопільського національного педагогічного університету
ім. Володимира Гнатюка
від 22.03.2011 р. (протокол № 8)*

РЕДАКЦІЙНА КОЛЕГІЯ:

М.М. Барна	доктор біологічних наук, професор (головний редактор)
В.В. Грубінко	доктор біологічних наук, професор (заступник головного редактора)
В.З. Курант	доктор біологічних наук, професор (заступник головного редактора)
К.С. Волков	доктор біологічних наук, професор
Н.М. Дробик	доктор біологічних наук, професор
В.І. Парпан	доктор біологічних наук, професор
О.Б. Столяр	доктор біологічних наук, професор
І.В. Шуст	доктор біологічних наук, професор
В.О. Хоменчук	кандидат біологічних наук, доцент (секретар)

Літературний редактор:	Т.П. Мельник
Комп'ютерна верстка:	В.О. Хоменчук

*Збірник входить до переліку наукових фахових видань ВАК України
Свідоцтво про держреєстрацію: КВ № 15884-4356Р від 27.10.2009*

ББК 28
Н 34

Українські, російські та латинські назви рослин і тварин наведені за авторським текстом.

© Тернопільський національний педагогічний університет
імені Володимира Гнатюка

ГІДРОБІОЛОГІЯ

УДК 582.261.2

О.І. БОДНАР

Тернопільський національний педагогічний університет ім. Володимира Гнатюка
вул. М. Кривоноса, 2, Тернопіль 46027, Україна

ОСОБЛИВОСТІ ФІЗІОЛОГІЧНИХ РЕАКЦІЙ ВОДОРОСТЕЙ РІЗНИХ СИСТЕМАТИЧНИХ ГРУП НА ДІЮ ІОНІВ МЕТАЛІВ

Виявлені зміни в характері росту водоростей і динаміці їх кількості, які є видоспецифічними. За наявності в середовищі підвищених концентрацій іонів цинку і свинцю діатомові водорості були більше життєздатні, ніж зелені. Це обумовлено високою акумуляцією обох металів клітинами *Desmodesmus communis*, які спричинили структурні і функціональні перебудови всередині клітини, призводили до зменшення інтенсивності розмноження. У *Navicula atomus* захисну роль відіграють будова та фізико-хімічні властивості зовнішньої кремнієвої оболонки, яка захищає і підвищує стійкість клітин від негативного впливу металів.

Ключові слова: прісноводні водорості, чисельність клітин, кількість клітин, іони цинку і свинцю

Продуктивність є інтегральною характеристикою як функція життєдіяльності, що відображає комплекс компенсаторних та адаптивних процесів до чинників середовища. Зниження продуктивності і зміщення продукційно-деструкційних процесів у бік останніх є загальною реакцією біосистем на токсичний вплив [2, 3].

В угрупованнях водоростей підтримання стійкості до зовнішніх чинників відбувається за рахунок структурних перебудов і, насамперед, зміни чисельності як головної характеристики популяції [5].

Метою дослідження було порівняння ростових процесів у водоростей різних систематичних груп за дії іонів цинку та свинцю в умовах культури.

Матеріал і методи досліджень

Об'єктами лабораторних досліджень були альгологічно чисті культури зелених (*Desmodesmus communis* (Hegew.) та діатомових (*Navicula atomus* (Näg.) Grun.) водоростей, отриманих з колекцій Інститутів ботаніки та гідробіології НАН України.

Зелені водорості культивували на середовищі Фітцджеральда в модифікації Цендера і Горхема №11 при температурі $23 \pm 1^{\circ}\text{C}$ та освітленні лампами денного світла [6]. Діатомею *N. atomus* вирощували на середовищі Болда при температурі $18 \pm 1^{\circ}\text{C}$ за природного освітлення (північна експозиція) [8].

В експериментальних умовах у культуральне середовище водоростей додавали водні розчини солей $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ та $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ у розрахунку на кількість іонів Zn^{2+} – $1,0 \text{ мг/дм}^3$, $2,0 \text{ мг/дм}^3$ і $5,0 \text{ мг/дм}^3$ та іонів Pb^{2+} – $0,03 \text{ мг/дм}^3$, $0,06 \text{ мг/дм}^3$ та $0,15 \text{ мг/дм}^3$, що відповідає 1, 2 і 5 ГДК санітарно-токсикологічної шкідливості.

Для підрахунку клітин водоростей використовували камеру Горяєва, а їх фізіологічний стан контролювали за допомогою люмінесцентного мікроскопу МЛД-1 [6].

Результати досліджень та їх обговорення

Дослідження загальної кількості клітин у культурах зелених та діатомових водоростей за дії підвищених концентрацій іонів цинку показало, що *Desmodesmus communis* є більш чутливою до дії іонів Zn^{2+} , ніж *Navicula atomus* (табл. 1).

Таблиця 1

Динаміка загальної кількості клітин *D. communis* та *N. atomus*
у середовищі за дії Zn^{2+} (млн. кл./мл; $M \pm m$, $n=5$)

Тривалість дослідів, діб	Вміст Zn^{2+} в культуральному середовищі						
	контроль		1,0 мг/дм ³		2,0 мг/дм ³	5,0 мг/дм ³	
	<i>D. communis</i>	<i>N. atomus</i>	<i>D. communis</i>	<i>N. atomus</i>	<i>D. communis</i>	<i>D. communis</i>	<i>N. atomus</i>
початок	21,4±1,1	12,6±0,6	21,1±1,6	13,1±0,4	20,7±0,8	20,9±0,7	12,5±0,4
1	24,6±0,8	12,8±0,5	23,5±1,5	13,6±0,3	20,9±0,9	19,9±0,8	12,8±0,4
3	25,7±1,4	13,2±0,5	26,2±1,8	14,1±0,3	21,6±0,9	18,6±0,8	13,1±0,5
5	26,9±0,9	13,7±0,4	26,4±1,8	14,3±0,5	21,0±1,0	17,4±0,6	13,2±0,5
10	28,7±1,2	13,9±0,5	25,8±1,4	14,7±0,7	20,5±1,3	16,8±0,7	12,8±0,7
15	27,6±1,5	14,2±0,6	25,6±1,2	14,9±0,6	19,8±1,1	15,4±0,4	12,4±0,6

Встановлено, що швидкість зростання кількості клітин *D. communis* при вмісті металу 1,0 мг/дм³ збільшилася протягом перших п'яти діб експерименту майже на 25% порівняно з початковою кількістю, тоді як при 2,0 мг/дм³ – лише на 5%. Упродовж другої половини дослідів загальна кількість клітин водоростей у середовищі знижувалася (за винятком варіанту з мінімальною концентрацією). Слід відмітити, що за дії 2,0 мг/дм³ іонів цинку, починаючи з третьої доби експозиції, досліджувані показники не змінювалися і його значення на завершенні дослідів були на 4,5% меншими, ніж на початку експерименту. Припинення росту та поступове зменшення кількості клітин *D. communis* спостерігалося за дії максимальної концентрації іонів Zn^{2+} – 5,0 мг/дм³, що спричинила упродовж дослідів зниження показника на 25%.

Одночасно з цим іони цинку в концентрації 1,0 мг/дм³ та 5,0 мг/дм³ стимулювали ріст та збільшення чисельності клітин діатомової водорості. Мінімальний вміст металу зумовлював поступове зростання кількості клітин *N. atomus*, яка протягом 15-ти діб експозиції збільшилася на 14,5%, що практично відповідало динаміці зростання кількості клітин у середовищі за вирощування водорості у середовищі без металу. З збільшенням концентрації цинку у 5 разів швидкість збільшення загальної кількості клітин діатомей зростала на початку дослідів і була такою самою як у контрольному варіанті, однак надалі активність цього процесу за дії іонів Zn^{2+} певною мірою знижувалася. Разом з тим, на завершенні дослідів чисельність клітин *N. atomus* у середовищі залишилася майже на тому ж рівні, на якому була при внесенні металу, але у порівнянні з контролем на 12% меншою.

За дії іонів свинцю у досліджуваних концентраціях мало місце як поступове збільшення кількості клітин водоростей, так і їхнє зниження. Виразніший характер цього процесу стосувався, як і у випадку з іонами цинку, культури зеленої водорості *D. communis* (табл. 2).

Таблиця 2

Динаміка загальної кількості клітин *D. communis* та *N. atomus* у середовищі за дії Pb^{2+}

(млн. кл./мл; $M \pm m$, $n=5$)

Тривалість дослідів, діб	Вміст Pb^{2+} в культуральному середовищі						
	контроль		0,03 мг/дм ³		0,06 мг/дм ³	0,15 мг/дм ³	
	<i>D. communis</i>	<i>N. atomus</i>	<i>D. communis</i>	<i>N. atomus</i>	<i>D. communis</i>	<i>D. communis</i>	<i>N. atomus</i>
початок	21,4±1,1	12,6±0,6	20,4±0,8	12,4±0,5	20,3±1,6	19,4±1,0	13,1±0,5
1	24,6±0,8	12,8±0,5	20,9±1,0	12,9±0,6	24,4±1,8	18,0±0,9	14,4±0,5
3	25,7±1,4	13,2±0,5	24,2±1,8	13,3±0,5	25,8±1,2	15,9±0,8	13,8±0,4
5	26,9±0,9	13,7±0,4	20,6±1,6	13,5±0,6	24,6±1,3	14,4±0,6	13,1±0,7
10	28,7±1,2	13,9±0,5	19,5±1,1	12,9±0,4	21,5±1,1	14,0±0,8	12,0±0,6
15	27,6±1,5	14,2±0,6	18,4±1,2	12,3±0,5	20,0±0,7	13,4±0,5	10,2±0,4

Так, за вмісту іонів Pb^{2+} 0,03 мг/дм³ упродовж перших трьох діб спостерігалося зростання кількості клітин, яка переважала початкову на 19%. За дії іонів свинцю у концентрації 0,06

мг/дм³ зростання чисельності клітин було ще помітнішим (на 27%). У подальшому вплив іонів свинцю на ріст *D. communis* змінювався. Зокрема, кількість клітин у середовищі після 3-х діб почала помітно знижуватися і вже на 15-ту добу експозиції при концентрації Pb²⁺ на рівні 1 ГДК їх чисельність була на 10% меншою порівняно з вихідною, а за рівня 2 ГДК кількість клітин практично дорівнювала початковій. Разом з тим, в обох випадках на завершення дослідів кількість клітин *D. communis* зменшилася на третину відносно значень на третю добу, коли були зафіксовані найвищі значення показника. Щодо концентрації Pb²⁺ 0,15 мг/дм³, то за цих умов упродовж всього експерименту мало місце поступове пригнічення росту культури водорості. Так, кількість клітин *D. communis* у середовищі протягом двох тижнів зменшилася майже на 30%. При цьому інгібуючий ефект більшою мірою спостерігався у першій половині дослідів, протягом якого чисельність клітин знизилася на 25%. Разом з тим, слід зауважити, що у варіантах з концентрацією свинцю 0,03 мг/дм³ та 0,06 мг/дм³ упродовж першої–третьої доби спостерігалось збільшення кількості 4-клітинних ценобіїв *D. communis*, що узгоджується з результатами інших досліджень, в яких показано, що вплив різних токсикантів, зокрема важких металів, може спричиняти суттєві морфологічні зміни у клітин водоростей [9, 10]. Встановлено, що за високих концентрацій іонів Cd²⁺ у середовищі до 35–40% популяції зеленої водорості *Scenedesmus incrassatulus* представлено 2- та 4-клітинними ценобіями, а при дії міді – до 45%. Комплексні сполуки міді не тільки здатні спричиняти утворення 4-клітинних ценобіїв у *Scenedesmus obliquus*, а й викликати збільшення та викривлення зовнішніх клітин [9, 10]. Сполуки важких металів та поверхнево-активних речовин, що містилися у природних водах, здійснювали вплив на кількість 8-клітинних ценобіїв у культурі *Scenedesmus quadricauda* [5].

У діатомеї ірні свинцю значного впливу на приріст клітин *N. Atomus* не виявляли. Так, вміст іонів Pb²⁺ 0,03 та 0,15 мг/дм³ у середовищі спричиняв збільшення кількості клітин майже на 8–10% упродовж перших п'яти діб експозиції за дії мінімальної концентрації металу та упродовж першої доби – за дії максимальної концентрації. Поряд з цим, приріст клітин у контрольному варіанті становив лише 4,5%. В подальшому спостерігалось поступове, але незначне, зниження кількості клітин *N. atomus* в середовищі у присутності токсиканту на рівні 1 ГДК. За наявності Pb²⁺ на рівні 5 ГДК кількість клітин діатомеї на завершення експозиції зменшилася на 22% порівняно з початковою.

Отже, суттєве пригнічення росту водоростей спостерігається за дії лише максимальних концентрацій іонів обох металів, тоді як за дії мінімальних – токсичний ефект практично відсутній. Очевидно, це пов'язано з тим, що дія сублетальних концентрацій металів компенсується внутрішніми захисними механізмами у клітинах водоростей. За високого вмісту токсикантів такий захист є неефективним, що підтверджують інші дослідження [4].

Висновки

Виявлені зміни у характері росту водоростей та динаміці збільшення їх кількості є специфічними для кожного виду. За наявності у середовищі підвищених концентрацій іонів цинку і свинцю діатомові водорості відзначаються більшою життєздатністю, ніж зелені. Насамперед, це зумовлено більшим акумулюванням обох металів клітинами *Desmodesmus communis* [1], які в подальшому і спричиняють структурні та функціональні перебудови усередині клітини, що призводять до зменшення темпів розмноження. Щодо *Navicula atomus*, то важливу захисну роль відіграє специфічна будова і фізико-хімічні властивості зовнішньої кремнієвої оболонки, яка значно підвищує стійкість клітин та захищає її від негативних зовнішніх чинників [7].

1. Боднар О. І. Адаптивні властивості водоростей за дії іонів металів : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. біол. наук. Спец. "Гідробіологія" / О. І. Боднар. – Київ, 2009. – 24 с.
2. Гандзюра В. П. Концепція шкодочинності в екології / В. П. Гандзюра, В. В. Грубінко. – Київ-Тернопіль : Вид-во ТНПУ ім. В. Гнатюка, 2008. – 144 с.
3. Гандзюра В. П. Продуктивність біосистем за токсичного забруднення середовища важкими металами / В. П. Гандзюра. – Київ : Обрій, 2002. – 247 с.

4. Дмитриева А. Г. Жизнестойкость популяции *Scenedesmus quadricauda* при разных режимах интоксикации серебром / А. Г. Дмитриева, Т. В. Бойчук, О. Ф. Филенко // Электронный научный журнал "Исследовано в России". – № 2326.
5. Марушкина Е. В. Исследование состояния популяции *Scenedesmus quadricauda* методом микрокультуры в норме и при интоксикации : дисс. на соиск. ученой степени канд. биол. Наук. Спец. "Экология" / Е. В. Марушкина. – М., 2005. – 129 с.
6. Методы физиолого-биохимического исследования водорослей в гидробиологической практике / Л. А. Сирено, А. И. Сакевич, Л. Ф. Осипов [и др.] ; под ред. А. В. Топачевского. – Киев : Наукова думка, 1975. – 247 с.
7. Петренчук Е. В. Изучение действия тяжелых металлов на микроводоросли / Е. В. Петренчук, Е. В. Горожанина, Е. Е. Басова [и др.] // Областная науч. конф., 12-14 нояб. 1998 г. : сборн. тезисов. – Ярославль, 1998. – С. 78–80.
8. Beakes G. Zoospores ultrastructure of *Zygorhizidium affluences* Canter and *Z. planktonicum* Canter, two chytrids parasitizing the diatom *Asterionella formosa* Hassall. / G. Beakes, H. M. Canter, G. H. M. Jaworski // Can. J. Bot. – 1988. – Vol. 66, № 6. – P. 1054–1067.
9. Lurling M. Extractable substances (anionic surfactants) from membrane filters induce morphological changes in green algae *Scenedesmus obliquus* (Chlorophyceae) / M. Lurling, W. Beekman // Environ. Toxicol. Chem. – 2002. – Vol. 21, № 6. – P. 1213–1218.
10. Pena – Castro J. M. Phenotypic plasticity in *Scenedesmus incrassatulus* (Chlorophyceae) in response to heavy metals stress / J. M. Pena – Castro, F. Martinez – Jeronimo, F. Esparza – Garsia, R. O. Canizares – Villanueva // Chemosphere. – 2004. – Vol. 57, № 11. – P. 1629–1636.

О.И. Боднар

Тернопольский национальный педагогический университет им. Владимира Гнатюка, Украина

ОСОБЕННОСТИ ФИЗИОЛОГИЧЕСКИХ РЕАКЦИЙ ВОДОРΟΣЛЕЙ РАЗЛИЧНЫХ СИСТЕМАТИЧЕСКИХ ГРУПП НА ДЕЙСТВИЕ ИОНОВ МЕТАЛЛОВ

Изменения роста водорослей и увеличения их количества специфичны для каждого вида. При наличии в среде повышенных концентраций ионов цинка и свинца диатомовые водоросли отличались большей жизнеспособностью, чем зеленые. Это обусловлено большим аккумулярованием обоих металлов клетками *Desmodesmus communis*, которые в дальнейшем и повлекли структурные и функциональные перестройки внутри клетки, приводящие к уменьшению темпов размножения. Относительно *Navicula atomus*, то защитную роль в их клетках играют специфичное строение и физико-химические свойства внешней кремниевой оболочки.

Ключевые слова: пресноводные водоросли, численность клеток, количество клеток, ионы цинка и свинца

О.І. Боднар

Volodymyr Hnatiuk Ternopil National Pedagogical University, Ukraine

PECULIARITIES OF THE PHYSIOLOGICAL REACTIONS DIFFERENT SYSTEMATIC GROUPS ALGAE TO IONS OF METAL

Revealed changes in the dynamics of the growth of algae and increase their quantity are specific to each species. If in an environment of increased levels of zinc and lead observed diatom viability greater than green. This primarily due to higher accumulation of both metals cells *Desmodesmus communis*, which further and cause structural and functional reorganization within the cells that cause a slow down reproduction. For *Navicula atomus*, an important protective role is specific structure and physico-chemical properties of the external silicon shell, which significantly increases the resistance of cells and protects it from negative external factors

Keywords: freshwater algae, quantity cells, zinc and lead ions

Рекомендує до друку

Надійшла 11.02.2011

В.В. Грubbінко

[504.45+556.114]1-924.52

І.В. БРИНДЗЯ

Дрогобицький державний педагогічний університет ім. Івана Франка
вул. В. Івасюка, 11, Дрогобич 82100, Львівська обл., Україна

ОЦІНКА ЯКОСТІ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД ПРИКАРПАТТЯ ЗА ЇЇ ФІЗИКО-ХІМІЧНИМИ ПОКАЗНИКАМИ

У статті наведені дані щодо динаміки хімічних показників (водневий показник, хлориди, сульфати, твердість, нітрати, нітрити, азот амонійний) води річок Прикарпатського регіону протягом 2005–2009 рр. Встановлено погіршення якості води у досліджених річках Прикарпаття навесні та восени. Улітку та взимку ситуація покращується. Згідно ГДК якість води в річках відповідає нормі, однак флюктуаційні відхилення проаналізованих показників свідчать про зниження буферної ємності та порушення регуляторних механізмів підтримання хімічного балансу в річках.

Ключові слова: вода, водневий показник (pH), хлориди, сульфати, твердість води, нітрати, нітрити, амоній, Прикарпатський регіон

Проблема питної води в Україні є надзвичайно актуальною. Питна вода за органолептичними властивостями, хімічним і мікробіологічним складом та радіологічними показниками повинна задовольняти вимоги державних стандартів та санітарного законодавства [3]. Однак, у більшості випадків донині джерелами водопостачання є водогони, свердловини і колодязі, в яких якість води контролюється несистематично. Зокрема, у сільських населених пунктах Прикарпатського регіону діє нецентралізоване питне водопостачання – забезпечення споживачів питною водою з криниць [4]. Погіршення якості питної води у громадських криницях та факти отруєння населення водою з них спонукає до вивчення проблем нецентралізованого водопостачання досліджуваної території. Одним з найпоширеніших видів забруднень такої води є забруднення сполуками азоту, насамперед, нітратами і нітритами, значна концентрація яких у воді може бути небезпечною для людини [6, 8, 10]. Тому вміст сполук азоту є одним з нормативних показників якості води. Крім того, Нітроген належить до числа найважливіших біогенних елементів, концентрація сполук його значною мірою визначає біологічну продуктивність водних екосистем. Динаміка складу, співвідношення концентрацій його мінеральних і органічних форм визначає спрямування і інтенсивність самоочищення водойм, яке має виняткове значення для природного процесу забезпечення якості водного середовища.

Метою цієї роботи є аналіз фізико-хімічного складу води та вмісту в ній нітратів, нітритів і амонію річок Прикарпатського регіону.

Матеріал і методи досліджень

З метою вивчення фізико-хімічних параметрів поверхневих вод, використано результати аналізів фізико-хімічного складу води, виконаних санітарно-епідеміологічними станціями регіону на річках Стрий, Бистриця та Тисмениця. Зокрема проаналізовано проби води, відібрані за сезонами (весна, літо, осінь, зима) впродовж 2005–2009 рр. Проаналізовано такі показники: pH, вміст хлоридів, сульфатів, нітратів, нітритів, азоту амонійного та загальну твердість води. Зразки води відбирали сезонно (зима, весна, літо, осінь) у різних точках регіону дослідження [1].

Вміст *хлоридів* визначали титриметричним методом, який базується на осадженні хлорид-іонів розчином нітрату аргентуму AgNO_3 за присутності дихромату калію K_2CrO_4 як індикатора [2]. Під час титрування AgNO_3 спочатку утворюється осад AgCl білого кольору. Коли всі хлорид-іони осаджені, при подальшому додаванні утворюється цегляно-червоний осад хромату аргентуму Ag_2CrO_4 . Якщо вміст хромат іонів не перевищує 100 мг/дм^3 , для титрування використовували розчин нітрату аргентуму з концентрацією $0,01 \text{ моль/дм}^3$

Визначення **загальної твердості** води проводилося на основі титрування Ca^{2+} та Mg^{2+} розчином ЕДТА. Для фіксування точки еквівалентності використовували барвник еріохром чорний Т. При $\text{pH}=7-11$ органічний барвник, що відноситься до класу металохромних індикаторів, утворював з катіонами забарвлені комплексні сполуки [2].

Вміст **сульфат-іонів** визначали фотометричним методом з використанням розчину хлориду барію в суміші гліколю і етилового спирту. До 5 мл досліджуваної води додавали 1-2 краплі хлоридної кислоти (1:1), 5 мл стандартного розчину і ретельно змішували. Через 30 хв вимірювали оптичну густину при довжині хвилі 300 нм в кюветі 2 см. Вміст сульфат-іонів визначають за градувальним графіком [2].

Вміст **нітратів** визначали колориметрично з фенолдисульфокислотою за утворенням нітровмісного фенолу жовтого кольору [1, 2].

Визначення **нітритів** засноване на здатності нітритів діазотувати сульфатну кислоту (реактив Грісса) з утворенням діазосполуки з 1-нафтиламіном червоно-фіолетового кольору [1, 2].

Вміст **амонію** визначали фотометричним методом за якісною реакцією з реактивом Несслера [1, 2].

pH води визначали за допомогою іономіра.

Одержані дані піддавали статистичній обробці [7].

Результати досліджень та їх обговорення

У результаті виконаних досліджень виявлено сезонну зміну водневого показника (pH). Загалом він коливається в межах нейтральних значень 6,9–7,7 (табл.), проте в динаміці pH є така закономірність: навесні 2005–2006 рр. його значення були в межах 7,5–7,7; восени – 7,2–7,3. pH нижче 7,0 зафіксовано у водах р. Тисмениця у літньо-осінній період. У зимово-весняний період 2007 р. значення водневого показника у рр. Стрий та Бистриця знаходилися в межах 7,4–7,7, у р. Тисмениця – 7,2. У літньо-осінній період у рр. Стрий та Бистриця значення водневого показника коливалися в межах 7,4–7,6, у водах р. Тисмениця – 6,9–7,0. У зимово-весняний період 2008–2009 рр. значення pH води у рр. Стрий та Бистриця дещо зменшилося — до 7,2–7,3, а в р. Тисмениця збільшилося до 7,0–7,2. У літньо-осінній період значення цього показника зменшується, зокрема у рр. Стрий та Бистриця – до 7,0–7,2, у р. Тисмениця – до 6,9–7,0. Зростання значень показника pH вище 7,0 є небезпечним, оскільки при цьому рівновага в реакції $\text{іон амонію} \leftrightarrow \text{аміак}$ зміщується в бік останнього, а токсичність аміаку для тварин і людини у декілька сот разів більша, ніж іона амонію [6]. Разом з тим, це сприятливо для рослин, які є амонійфіксуючими, проте в реакцію амінування кето- і амінокислот вступає саме аміак.

У досліджуваній воді Прикарпатського регіону виявлена тенденція до зменшення вмісту хлоридів від 45, мг/дм^3 до 4,0 мг/дм^3 (табл.). Зокрема, цей показник у р. Стрий був найвищим у літньо-осінній період 2005 р. і становив 39 мг/дм^3 та найменшим у весняно-літній період 2008 р. – 4,0 мг/дм^3 . Починаючи з 2009 р., спостерігається тенденція до незначного збільшення цього показника. У воді р. Тисмениця вміст хлоридів протягом досліджуваного періоду коливався в межах 30–39 мг/дм^3 . У воді р. Бистриця найвищим показник хлоридів був у осінньо-зимовий період 2005 р. (40,0 мг/дм^3), до 2008 р. спостерігається зниження значень цього показника до 20,5 мг/дм^3 , але у зимово-весняний період 2008 р. він значно збільшується до 45,5 мг/дм^3 . Однак до кінця 2009 р. вміст хлоридів різко зменшився до 10 мг/дм^3 . Таку динаміку змін та високі показники вмісту хлоридів у рр. Бистриця та Тисмениця можна пояснити тим, що головними джерелами надходження хлоридів у води є стічні води [5]. Однак, незважаючи на високі показники вмісту хлоридів, вони все ж не перевищували граничнодопустимої концентрації, хоча можуть змінювати іонний баланс та, частково, буферну ємність водойм.

Вміст сульфатів у воді досліджуваного регіону знаходився в межах 13,7–33,4 мг/дм^3 . У 2008 р. у воді рр. Стрий та Бистриця виявлено коливання значень показника в межах 15,4–17,7 мг/дм^3 . Найвищі значення зареєстровані у осінньо-зимовий період. У воді р. Тисмениця спостерігається різке збільшення вмісту сульфатів з 15 мг/дм^3 до 33,4 мг/дм^3 , а в осінньо-зимовий період цей показник знаходився в межах 14,1 мг/дм^3 . У 2009 р. навесні у р. Стрий

вміст сульфатів коливався в межах $13,7 \text{ мг/дм}^3$, а у літній період зростав до $16,4 \text{ мг/дм}^3$. У воді р. Бистриця цей показник був дещо меншим і коливався в межах $11,7 \text{ мг/дм}^3$ у літньо-осінній період та $12,1 \text{ мг/дм}^3$ у зимово-весняний час. У водах р. Тисмениця спостерігалася тенденція до незначного збільшення цього показника від $12,6 \text{ мг/дм}^3$ у зимово-весняний період до $14,6 \text{ мг/дм}^3$ у осінньо-зимовий час.

Показник загальної твердості води у р. Стрий протягом 2008-2009 рр. коливався в межах $2,9\text{--}3,5 \text{ мг/дм}^3$, а у р. Тисмениця – $2,6\text{--}2,8 \text{ мг/дм}^3$. У р. Бистриця простежувалася тенденція до незначного зростання твердості води з $2,2 \text{ мг/дм}^3$ навесні до $2,8 \text{ мг/дм}^3$ влітку.

У воді досліджуваного регіону концентрації нітритів та нітратів не перевищували показників ГДК, натомість вміст NH_4^+ в окремих місцях знаходиться поза їх межами (табл.). Вміст іонів NH_4^+ у воді річок Стрий та Бистриця протягом 2005–2007 рр. становив $0,05 \text{ мг/дм}^3$, натомість у воді р. Тисмениця цей показник був найбільшим у зимово-весняний період і становив $1,2 \text{ мг/дм}^3$, найменшим – $0,45 \text{ мг/дм}^3$ у осінньо-зимовий період. Протягом 2008 р. цей показник різко збільшується (в окремих місцях у декілька десятків разів) у воді р. Стрий – $0,49 \text{ мг/дм}^3$, у р. Бистриця – $0,35 \text{ мг/дм}^3$, у р. Тисмениця – $1,4 \text{ мг/дм}^3$. У зимово-весняний період 2009 р. у рр. Стрий та Бистриця цей показник становив $0,2 \text{ мг/дм}^3$, а до кінця року зменшився до $0,05 \text{ мг/дм}^3$. У воді р. Тисмениця у зимово-весняний період вміст NH_4^+ був $2,4 \text{ мг/дм}^3$ та до осені спостерігалася тенденція до зниження значень показника до $1,6 \text{ мг/дм}^3$. Сезонні коливання вмісту іонів амонію характеризується зазвичай зниженням показника навесні і збільшенням влітку, ймовірно у зв'язку з посиленням процесів розкладання органічних речовин. В осінньо-зимовий період збільшення вмісту іонів амонію пов'язане з продовженням розкладання органічних речовин за незначного фіксування їх фітопланктоном через зниження інтенсивності фотосинтезу [9].

Нітрити – проміжні продукти окислення амонійних іонів. Концентрація NO_2^- у проаналізованих пробах води не перевищувала ГДК і складала соті і десяті частки мг/дм^3 (табл.). Присутність нітритів у природних водах пов'язана, насамперед, з розпаданням органічних речовин і нітрифікацією. Протягом 2005–2007 рр. у рр. Стрий та Бистриця концентрація нітритів знаходилася в межах $0,003 \text{ мг/дм}^3$. У водах річки Бистриця цей показник був стабільним протягом усього періоду спостереження. У воді р. Тисмениця вміст нітрит-іонів був дещо більшим, але не перевищував ГДК і коливався в межах $0,02\text{--}0,03 \text{ мг/дм}^3$. У 2008 р. у водах р. Стрий цей показник збільшується в десять разів до $0,02 \text{ мг/дм}^3$, що свідчить про алохтонне забруднення, насамперед зумовлене інтенсивним використанням у цей період мінеральних і органічних добрив [4]. Найбільший вміст NO_2^- спостерігався у весняний та осінній періоди у воді р. Тисмениця ($0,2 \text{ мг/дм}^3$). Протягом 2009 р. на всій досліджуваній території спостерігалася тенденція до зниження цього показника до $0,003 \text{ мг/дм}^3$.

Загалом, якість води у досліджених річках погіршується навесні під час танення снігу та збільшення поверхневого стоку. У цей період спостерігається найбільший вміст NO_3^- ($8,9 \text{ мг/дм}^3$). Хоча ці показники нижчі від значень ГДК, проте вони вищі порівняно із фоновими значеннями. Протягом 2008 р. концентрація нітратів у воді р. Стрий зростала по сезонах від $3,9 \text{ мг/дм}^3$ у зимово-весняний період до $5,4 \text{ мг/дм}^3$ у осінньо-зимовий час. У водах р. Бистриця вміст NO_3^- зменшувався від $4,2 \text{ мг/дм}^3$ у весняний період до $3,4 \text{ мг/дм}^3$ влітку, у воді р. Тисмениця виявлено незначне зменшення вмісту нітратів від $7,6 \text{ мг/дм}^3$ навесні до $6,7 \text{ мг/дм}^3$ восени. Вміст нітрат-іонів протягом 2009 р. був стабільним у воді р. Стрий – $7,2 \text{ мг/дм}^3$, у р. Бистриця – $4,5 \text{ мг/дм}^3$. Натомість у воді р. Тисмениця спостерігалася тенденція до постійного зменшення цього показника від $8,9 \text{ мг/дм}^3$ у зимово-весняний період до $6,2 \text{ мг/дм}^3$ у літньо-осінній час.

Показники хімічного складу води річок Прикарпаття протягом 2005-2009 рр. (мг/дм³)

Річка	Стрий							Бистриця							Тисмениця						
	NH ₄ ⁺	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	pH	Хло- риди	Суль- фати	Зага- льна твер- дість	NH ₄ ⁺	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	pH	Хло- риди	Суль- фати	Зага- льна твер- дість	NH ₄ ⁺	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	pH	Хло- риди	Суль- фати	Загальна твердість
2005 рік																					
січень-березень	-	-	-	7,6	-	-	-	0,05	0,003	-	7,6	34,0	-	-	0,6	0,03	6,4	7,6	35,8	-	-
квітень-червень	0,05	0,003	-	7,6	34,0	-	-	0,05	0,003	-	7,6	38,0	-	-	0,5	0,02	-	7,5	39,5	-	-
липень-вересень	0,05	0,003	-	7,2	39,0	-	-	0,05	0,003	-	7,4	36,5	-	-	0,32	0,03	-	7,2	33,5	-	-
жовтень-грудень	0,05	0,003	-	7,3	-	-	-	0,05	0,003	-	7,4	40,0	-	-	0,45	0,03	5,9	7,2	-	-	-
2006 рік																					
січень-березень	0,05	-	-	7,7	28,0	-	-	0,05	0,003	-	7,5	33,5	-	-	1,2	0,03	7,8	7,5	38,5	-	-
квітень-червень	0,05	-	-	7,6	27,0	-	-	0,05	-	8,8	7,6	39,0	-	-	0,8	-	8,3	7,6	-	-	-
липень-вересень	0,05	0,003	7,8	7,4	27,0	-	-	0,05	0,003	-	7,3	28,5	-	-	0,8	0,03	-	7,2	-	-	-
жовтень-грудень	0,05	0,003	-	7,4	-	-	-	0,05	0,003	5,2	7,3	-	-	-	0,9	0,02	7,7	7,2	-	-	-
2007 рік																					
січень-березень	-	-	-	7,6	-	-	-	-	-	-	7,6	-	-	-	1,4	0,02	-	7,2	39,0	-	-
квітень-червень	0,05	-	-	7,7	-	-	-	-	-	-	7,6	-	-	-	1,1	0,03	8,4	7,2	36,5	-	-
липень-вересень	0,05	0,003	-	7,5	33,5	-	-	0,26	0,09	-	7,4	20,5	-	-	0,6	0,03	-	6,9	-	-	-
жовтень-грудень	0,05	0,003	-	7,4	-	-	-	-	-	-	7,4	35,5	-	-	0,5	0,03	7,1	7,0	36,0	-	-
2008 рік																					
січень-березень	0,49	0,003	3,9	7,2	5,0	17,6	3,0	0,4	0,005	-	7,2	45,5	-	-	1,6	0,04	7,6	7,2	40,0	18,9	1,8
квітень-червень	0,42	0,003	3,9	7,2	4,0	16,7	2,9	0,32	0,003	4,2	7,2	5,5	-	2,5	1,2	0,2	6,8	7,0	39,0	14,8	2,5
липень-вересень	0,55	0,025	4,6	7,0	6,0	15,6	3,5	0,32	0,003	3,4	7,0	7,5	-	2,1	0,8	0,02	6,8	6,9	-	33,4	2,5
жовтень-грудень	0,53	0,02	5,4	7,0	7,0	17,7	3,4	0,28	0,003	3,7	7,0	10,0	15,4	1,8	1,4	0,03	6,7	6,9	-	14,1	1,7
2009 рік																					
січень-березень	0,22	0,015	4,6	7,3	6,0	13,7	3,3	0,2	0,003	4,5	7,2	17,5	12,1	2,2	2,4	0,06	8,9	7,2	29,5	12,6	2,8
квітень-червень	0,05	0,02	4,1	7,2	10,0	16,4	3,3	0,05	0,003	4,5	7,3	9,5	11,7	2,5	1,8	0,03	6,4	7,2	-	13,2	2,6
липень-вересень	0,05	0,003	4,5	7,2	10,5	15,7	3,1	0,05	0,003	4,0	7,2	10,0	12,1	2,8	1,6	0,02	6,2	7,0	29,0	14,8	2,5
жовтень-грудень	0,05	0,003	3,9	7,2	10,0	15,9	3,4	0,05	0,003	4,5	7,2	-	-	-	1,6	0,2	6,2	7,0	33,5	14,6	2,6

Висновки

Проведені дослідження свідчать про погіршення якості води у досліджених річках Прикарпаття навесні та восени. Улітку та взимку ситуація покращується. З урахуванням нормативів ГДК можна вважати, що якість води відповідає нормі, хоча флуктуаційні відхилення проаналізованих показників свідчать про зниження буферної ємності та порушення регуляторних механізмів підтримання хімічного балансу дослідженої води.

1. Бриндзя І. В. Динаміка вмісту нітратів, нітритів та амонію у питній воді Прикарпатського регіону / І. В. Бриндзя // Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту ім. В. Гнатюка. Сер. Біологія. Спец. вип. "Гідроекологія". – 2010. – № 2 (43). – С. 41 – 46.
2. Вода питьевая. Методы анализа // Государственные стандарты СССР. – М., 1984. – 324 с.
3. Закон України "Про питну воду та питне водопостачання" // Офіційний вісник України. – 2002. – № 6. – С.1.
4. Екологія Львівщини 2007 : бюлетень. – Львів : Сполом, 2008. – 184 с.
5. Колесник І. А. Состояние химического загрязнения рек Украины и его динамика во второй половине XX столетия / И. А. Колесник // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – Київ : Ніка-Центр, 2000. – Т. 1. – С. 72 – 77.
6. Куценко С. А. Основы токсикологии / С. А. Куценко. – С.-Пб., 2002. – 818 с.
7. Лакин Г. Ф. Биометрия / Г. Ф. Лакин. – М. : Высш. школа, 1990. – 352 с.
8. Охрана окружающей среды / А. М. Владимиров, Ю. И. Ляхин, Л. Г. Матвеев [и др.]. Ред. А. М. Владимиров. – Л. : Гидрометеиздат, 1991. – 423 с.
9. Романенко В. Д. Основы гидроэкологии / В. Д. Романенко. – К. : Обереги, 2001. – 728 с.
10. Тараріко О. Г. Нітратне забруднення поверхневих та ґрунтових вод у агроландшафтах лісостепу України / О. Г. Тараріко, С. С. Коломієць, М.В. Яцик // Донецький вісник Наук. тов-ва ім. Т. Шевченка. – Т. 20: Мат. Всеукр. наук.-практ. конф. "Медико-біологічні студії екосистем", 4-5 січня 2008, Донецьк. – Донецьк, 2008. – С. 48.

І.В. Бриндзя

Дрогобычский государственный педагогический университет им. Ивана Франко, Украина

ОЦЕНКА КАЧЕСТВА ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД ПРИКАРПАТЬЯ ПО ФИЗИКО-ХИМИЧЕСКИМ ПОКАЗАТЕЛЯМ

В статье приведенные данные о динамике химических показателей (водородный показатель, хлориды, сульфаты, жесткость, нитраты, нитриты, азот аммонийный) воды рек Прикарпаття в

течение 2005–2009 гг. Установлено ухудшение качества воды в исследованных реках весной и осенью. Летом и зимой ситуация улучшается. Относительно ПДК качество воды в реках отвечает норме, однако флуктуационные отклонения проанализированных показателей свидетельствуют о снижении буферной емкости и нарушении регуляторных механизмов поддержания химического баланса в реках.

Ключевые слова: вода, водородный показатель, хлориды, сульфаты, жесткость воды, нитраты, нитриты, аммоний, Прикарпатье

I.V. Bryndzya

Ivan Franco Drogobych State Pedagogical University, Ukraine

ESTIMATION OF QUALITY OF SURFACE-WATER OF PRIKARPATTYA ON CHEMICAL INDEXES

In the articles the resulted information about the dynamics of chemical indexes (pH, chlorides, sulfates, inflexibility, nitrates, nitrites, ammonium) of water of the rivers of Prikarpatyya during 2005–2009 Worsening of quality of water is set in the investigational rivers in spring and autumn. A situation gets better in summer and the winter. In relation to MTC quality of water in the rivers meets a standard, however much the fluctuation rejections of the analysed indexes testify to the decline of buffer capacity and violation of regulator mechanisms of maintenance of chemical balance in the rivers.

Keywords: water, pH, chlorides, sulfates, inflexibility of water, nitrates, nitrites, ammonium, Prikarpatyya

Рекомендує до друку

Надійшла 17.02.2011

В.В. Грубінко

УДК594.38:574.64

О.М. ВАСИЛЕНКО

Житомирський державний університет ім. Івана Франка
вул. В. Бердичівська, 40, Житомир 10008, Україна

ВПЛИВ ІОНІВ КАДМІЮ НА ТРИВАЛІСТЬ ПРОХОДЖЕННЯ КОРМУ ЧЕРЕЗ ТРАВНИЙ ТРАКТ СТАВКОВИКІВ (MOLLUSCA: PULMONATA: LYMNAEIDAE)

Встановлено вплив іонів кадмію в кількості 0,5 ГДК_{рибгосп.} та 3 ГДК_{рибгосп.} на тривалість проходження корму через травний тракт 10 видів молюсків роду *Lymnaea* за споживання ними листя частухи. Виявлено, що іони кадмію у зазначених концентраціях у всіх без виключення досліджених видів молюсків викликають зменшення часу проходження корму через травний тракт, що відповідає депресивній фазі патологічного процесу, зумовленого отруєнням тварин. Це вказує на надзвичайно високу токсичність іонів кадмію для ставковиків.

Ключові слова: *Lymnaeidae*, іони кадмію, проходження корму через травний тракт

Гідрохімічний склад річкової мережі Центрального Полісся є характерним для річок Українського Полісся. Він сформувався протягом тривалої еволюції поверхневих вод цієї ландшафтно-кліматичної зони України, в основному, під впливом природних чинників, хоча в останні десятиліття у воді з'явилися нові хімічні сполуки, не характерні у таких кількостях, у яких вони трапляються зараз, для природних вод згаданого регіону, а серед них іони важких металів [3]. Такий стан не може не позначатися на функціонуванні природних гідроценозів Центрального Полісся. Тому не дивно, що дослідження їх впливу на гідробіонтів різних систематичних груп, включно на молюсків, є досить актуальним.

Одними з найпоширеніших біонтів прісноводних гідроценозів є молюски родини ставковикових *Lymnaeidae*. Деякі види цієї родини можуть бути об'єктами біомоніторингу, тому дослідження всіх сторін їхньої життєдіяльності є важливим.

Іони кадмію потрапляють у природні води при вилужуванні ґрунтів, поліметалічних і мідних руд, у результаті розкладання відмерлих гідробіонтів, здатних його накопичувати. Сполуки кадмію виносяться у поверхневі води з стічними водами свинцево-цинкових заводів, рудозбагачувальних фабрик, деяких хімічних підприємств (виробництво сульфатної кислоти), гальванічного виробництва, а також з шахтними водами. Зниження концентрації розчинених сполук кадмію відбувається унаслідок сорбції, випадання в осад гідроксиду і карбонату кадмію та їх споживання водяними організмами.

Розчинені форми кадмію у природних водах – це його мінеральні та органо-мінеральні комплекси. Основною завислою формою кадмію є його сорбовані сполуки. Сполуки кадмію у мікродозах відіграють важливу роль у процесах життєдіяльності тварин [2, 9]. У більших концентраціях він токсичний, особливо у поєднанні з іншими токсичними речовинами.

Зважаючи на зазначене, метою дослідження було встановлення впливу надлишкових кількостей іонів кадмію у воді та такий показник травлення як швидкість проходження корму через травний тракт.

Матеріал і методи досліджень

Матеріалом були власні збори молюсків протягом 2003–2009 р.р. з території Житомирського Полісся: р. Тетерів (м. Житомир), заплави р. Тетерів (околиці м. Житомира), р. Лісова (с. Барашівка Житомирської обл.), р. Вива (с. Садки Житомирської обл.), озерця та меліоративні канали поблизу с. Глибочиця (Житомирська обл.).

Лабораторними дослідженнями охоплено найпоширеніших ставковиків (10 видів) як фауни України взагалі, так і згаданого її регіону зокрема, що входять до складу п'яти підродів роду *Lymnaea* і представляють основні екологічні групи цього роду: *Lymnaea* (*L. stagnalis* (Linné, 1758)); *Corvusiana* (*L. corvus* Gmelin, 1791, *L. gueretiniana* Servain, 1881); *Stagnicola* (*L. palustris* (O. F. Müller, 1774)); *Radix* (*L. auricularia* (Linné, 1758)); *Peregrina* (*L. peregra* (O. F. Müller, 1774), *L. ovata* (Draparnaud, 1805), *L. balthica* (Linné, 1758), *L. fontinalis* (Studer, 1820), *L. patula* (Da Costa, 1778)).

Перед проведенням досліджень тварин попередньо аклімували протягом 14 діб до лабораторних умов: стала рН (7,2–7,5), температуру води – 16–19°C. Як корм у всіх дослідах використовували листя частухи (*Alisma*).

Тривалість проходження корму через травний тракт (ТПК) встановлювали за методикою Д. А. Вискушенка [7]. Молюсків, яких утримували в акваріумах, заповнених дехлорованою відстояною (одна доба) водопровідною водою, годували тонкими скибочками мацерованої (5–7 діб) у воді моркви до появи фекалій, забарвлених в оранжевий колір. Потім їх уміщали по одному в заповнені водою ємності (250 мл) та задавали їм корм зеленого кольору (листя частухи). Встановлювали тривалість часу (хв) між появою першого екскременту, що містив залишки цього корму та початком споживання зеленого корму. Дослід поставлено у триразовій повторності.

Екотоксикологічні досліди проведено згідно [1]. У лабораторних дослідах використано Cd^{2+} (хлорид на сіль) в кількостях, що відповідають 0,5 ГДК_{рибгосп.}, 2 та 3 ГДК_{рибгосп.} (ГДК_{рибгосп.} становить 0,001 мг/дм³ [3, 10]).

Отримані числові результати опрацьовано методами варіаційної статистики [8].

Результати дослідження та їх обговорення

З'ясовано, що іони кадмію у використаних у досліді концентраціях у всіх без виключення досліджених молюсків викликають статистично вірогідне зменшення тривалості проходження корму через травний тракт (рис. 1).

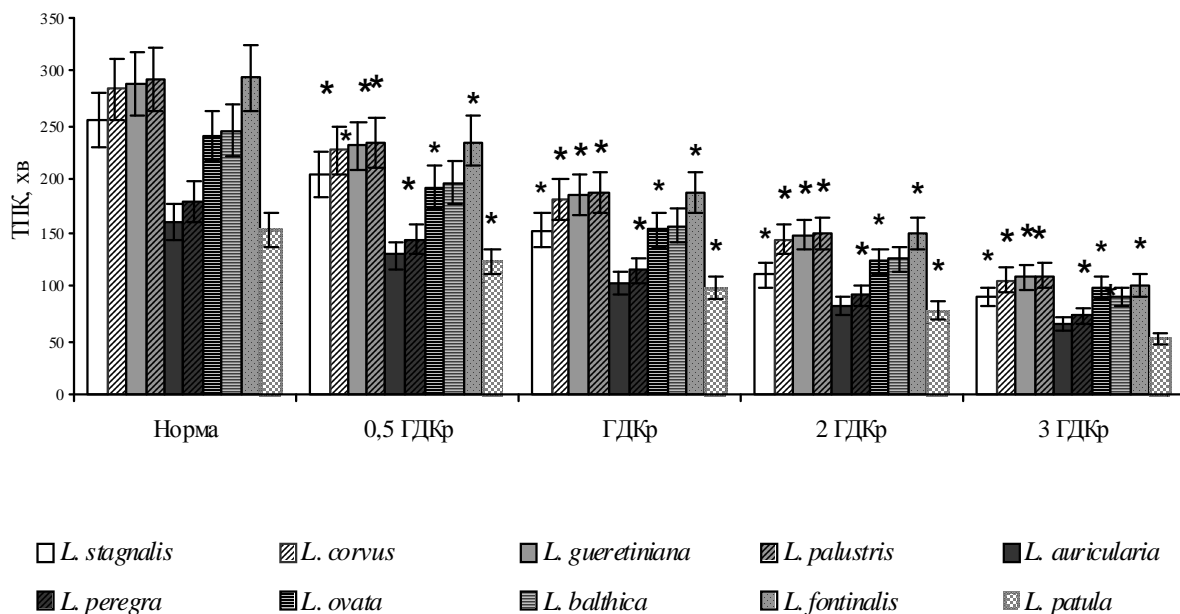


Рис. 1. Вплив іонів кадмію на тривалість проходження корму через травний тракт ставковиків

Примітка.* – статистично вірогідна різниця ($P \geq 94,5\%$) щодо норми.

Так, за концентрації токсиканту в 0,5 ГДК_{рибгосп.} відбувається зменшення ТПК ($P \geq 94,5\%$) від 1,2 (у *L. patula* за споживання листя рдесника) до 3 разів (у *L. fontinalis* за споживання листя частухи). З збільшенням концентрації токсиканту відбувається подальше зниження ТПК щодо норми ($P \geq 98,5\%$) від 1,4 (*L. patula* за споживання листя рдесника) до 3,6 разів (*L. fontinalis* за споживання листя частухи).

За концентрації токсиканту у 2 ГДК_{рибгосп.} ТПК зменшується ($P > 99,9\%$) від 1,4 (у *L. corvus* за споживання листя тополі) до 3,8 разів (у *L. palustris* за споживання листя частухи).

За концентрації токсиканту в 3 ГДК_{рибгосп.} Зменшення відбувається значень ТПК від 1,5 (у *L. corvus* за споживання листя тополі) до 4,2 разів (у *L. gueretiniana* за споживання листя частухи).

Однією з перших трофологічних реакцій на дію іонів кадмію у досліджених молюсків є зменшення споживання ними корму або повна відмова від його споживання, що є наслідком прояву патологічних поведінкових реакцій ставковиків на затруєння середовища. За всіх використаних у досліді концентрацій іонів кадмію у молюсків значною мірою послаблюється або повністю втрачається рухова активність, вони не намагаються залишити токсичне середовище (гальмується захисна реакція – уникнення). Кількість тварин, відмовляються від споживання корму, із підвищенням концентрації іонів кадмію у воді зростає (табл.).

Таблиця

Частота відмови ставковиків від споживання корму за різних концентрацій Cd^{2+}

Кількість Cd^{2+} , ГДК _{рибгосп.}	Частка особин (%), які відмовляються від корму
0,5	21 – 49
1,0	23 – 57
2,0	35 – 68
3,0	37 – 83

Висновки

Отже, іони кадмію у кількостях від 0,5 до 3 ГДК_{рибгосп.} у всіх, без виключення, досліджених видів молюсків за споживання ними листя частухи викликають зменшення значень тривалості проходження корму через травний тракт, що відповідає депресивній фазі патологічного

процесу, зумовленого отруєнням тварин [4–6, 11]. Це вказує на надзвичайно високу токсичність іонів кадмію для ставковиків. Із підвищенням концентрації токсиканту у застосованих у досліді межах відбувається прогресуюче зменшення значень дослідженого показника.

1. Алексеев В. А. Патология поведения, функциональная и морфологическая патология у беспозвоночных при интоксикации / В. А. Алексеев // Теоретические проблемы водной токсикологии. Норма и патология. – М. : Наука, 1983. – С. 141–148.
2. Арсан В. О. Енергозабезпечення організму коропа при адаптації до змін концентрації іонів важких металів у водному середовищі : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. біол. наук. Спец. “Гідробіологія”. – Київ, 2004. – 20 с.
3. Брень Н. В. Использование беспозвоночных для мониторинга загрязнения водных экосистем тяжелыми металлами / Н. В. Брень // Гидробиологический журнал. – 1999. – Т. 35, № 4. – С. 75–88.
4. Веселов Е. А. Классификация сточных вод и их компонентов по их действию на водоемы и водные организмы / Е. А. Веселов // Критерий токсичности и принципы методик по водной токсикологии. – М. : Изд-во МГУ, 1971. – С. 73–76.
5. Веселов Е. А. Основные фазы действия токсических веществ на организмы / Е. А. Веселов // Тез. докл. Всесоюз. науч. конф. по вопросам водной токсикологии. – М. : Наука, 1968. – С. 15–16.
6. Веселов Е. А. Современные проблемы водной и рыбохозяйственной токсикологии в связи с охраной среды от загрязнения / Е. А. Веселов // 10-я сессия Учен. совет по проблемам биологическим ресурсам Белого моря и внутренних водоемов Европейского Севера. – Сыктывкар, 1977. – С. 11–13.
7. Вискушенко Д. А. Інвазія як обтяжуючий чинник при антропоїчному пресингу / Д. А. Вискушенко, М. Є. Минюк, Т. В. Черномаз, О. М. Василенко // Екологія. Людина. Суспільство. Мат. IV Міжн. наук.-практ. конф. студентів, аспірантів та молодих вчених. – К. : НТУУ КПІ, 2001. – С. 19.
8. Лакин Г. Ф. Биометрия / Г.Ф. Лакин. – М. : Высшая школа, 1973. – 343 с.
9. Мур Дж. Тяжелые металлы в природных водах. Контроль и оценка влияния / Дж. Мур, С. Рамамурти. – М. : Мир, 1987. – 288 с.
10. Новиков Н. В. Методы исследования качества воды водоемов / Н. В. Новиков, К. О. Ласточкина, З. Н. Болдина. – М. : Медицина, 1990. – 400 с.
11. Проблемы водной токсикологии / Под. ред. Веселова Е. А. – Петрозаводск : ПГУ, 1984. – 119 с.

О.Н. Василенко

Житомирский государственный университет им. Ивана Франко, Украина

ВЛИЯНИЕ ИОНОВ КАДМИЯ НА ДЛИТЕЛЬНОСТЬ ПРОХОЖДЕНИЯ КОРМА ЧЕРЕЗ ПИЩЕВАРИТЕЛЬНЫЙ ТРАКТ ПРУДОВИКОВ (MOLLUSCA: PULMONATA: LYMNAEIDAE)

Установлено влияние ионов кадмия в количестве 0,5 ПДК_{рыбхоз.}, 1,0 и 3,0 ПДК_{рыбхоз.} на длительность прохождения корма через пищеварительный тракт 10 видов моллюсков рода *Lymnaea* при потреблении ими листья частухи. Обнаружено, что ионы кадмия в отмеченных концентрациях у всех без исключения исследованных видов моллюсков вызывают уменьшение значений длительности прохождения корма через пищеварительный тракт, что соотносится с развитием депрессивной фазы патологического процесса. Это свидетельствует о чрезвычайно высокой токсичности ионов кадмия для прудовиков.

Ключевые слова: *Lymnaeidae*, ионы кадмия, прохождения корма через пищеварительный тракт

O.N. Vasylenko

Ivan Franko Zhytomir State University, Ukraine

THE INFLUENCE OF IONS OF CADMIUM IS ON DURATION OF PASSING OF FEED THROUGH DIGESTIVE HIGHWAY OF LYMNAEIDAE (MOLLUSCA: PULMONATA: LYMNAEIDAE)

Influence of concentrations of ions of cadmium is set 0,5, 1,0 and 3,0 MSC on duration of passing of feed through a digestive highway 10 types of shellfishes of sort of *Lymnaea* for a consumption by

them leaves of *Alisma*. It is discovered that ions of cadmium in the noted concentrations in all, without an exception, investigational types of shellfishes cause diminishing of values of duration of passing of feed through a digestive highway, which answers the depressed phase of pathological process, predefined by poisoning of animals. It specifies on extraordinarily high toxicities of ions of cadmium for *Lymnaea*.

Keywords: Lymnaeidae, cadmium, the duration of passing of feed through a digestive highway

Рекомендує до друку

Надійшла 24.02.2011

В.З. Курант

УДК 597.1.044 : 639.3.053.4

Й.В. ГРИБ, Н.І. ГОНЧАРЕНКО, О.М. КЛИМНЮК

Інститут гідробіології НАН України
пр-т Героїв Сталінграду, 12, Київ 04210

ДЕЯКІ АСПЕКТИ ВЗАЄМОЗВ'ЯЗКУ СТРЕСОВИХ ЧИННИКІВ ТА АДАПТАЦІЇ ГІДРОБІОНТІВ У ПОРУШЕНИХ ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМАХ

Розглянуто умови формування стресових ситуацій аборигенної іхтіофауни поверхневих вод, їх прояви і ознаки. Формалізована концепція стійкості водного середовища як співвідношення чисельності проміжних зон до чисельності стресових факторів біотичної і абіотичної природи.

Ключові слова: стресові чинники, адаптація гідробіонтів, стійкість екосистеми, екотони

В останні роки надзвичайно актуальною стала проблема вивчення впливу стресових чинників та адаптаційних можливостей гідробіонтів у річкоко-озерній мережі [4, 11–14, 17–21]. У природних водоймах гине до 30% аборигенних видів риб (природна смертність), виживання молоді складає від 1 до 20–30 % загальної чисельності, а вселених видів риб (промислове повернення складає менше відсотка) [20].

Стрес розуміють як сукупність загальних стереотипних гострих або тривалих реакцій організму на дію стресорів [17]. Під дією стресових чинників абіотичного і біотичного походження (поодиноких та сумарних) в організмі гідробіонтів відбуваються фізіологічні та поведінкові реакції, котрі формують загальний адаптаційний синдром (табл. 1, 2).

Витривалість гідробіонтів не безмежна і залежить від сили стресу, його тривалості та адаптаційних можливостей організмів. Виявлено три фази адаптаційного синдрому: реакція тривоги, фаза спротиву, фаза вичерпання [5]. Як буде показано пізніше, у реакціях гідробіонтів відмічається їх значна більшість.

У залежності від природи здійснено типізацію стресів: фізичний, хімічний, кормовий, травматичний, інфекційно-інвазійний [2]. Залежно від сили впливу стресора проведена класифікація за інтенсивністю рухомої активності: а) фізіологічний стрес – вплив перепадів температури, вилучення риб із води, переміщення у іншу водойму; б) нетривалий короточасний стрес – відловлювання і транспортування, опік зябрових кришок; в) хронічний неспецифічний стрес з летальним закінченням (вплив світла, шумів, електроструму, щільність посадки) – виявлявся у гальмуванні рухової активності, оціпенінні, інтенсивному слизовиділенні, зміні забарвлення, зниженні дихальної активності [2]. Відмічений вид дії стресових чинників з підвищеною дихальною активністю – це початкова стадія сильного гострого стресу (зміна температури, рН, дефіцит розчиненого кисню) [2].

Формалізуючи чисельність стресових чинників, їх природу та адаптивні реакції риб, можемо твердити, що стрес або їх сума є функцією від типу чинника, тривалості його дії (t_i), коефіцієнту враження (k_i), якості водного середовища (I_e), маси живого корму (m), щільності стада (S), кількості межових зон (n), тобто [7–10, 13]:

$$\sum_n^{n+1} = Str = \phi(N_i, t_i, k_i, \sum n_{екот}, I_e, m, n, S) \quad (1)$$

Таблиця 1

Стресори природного походження

№	Стресор	Од. вим.	Особливість реакції гідробіонтів
1.	Розчинений кисень	мг O ₂ / дм ³	100% насичення від 8,0 до 14,0 мг O ₂ /дм ³ в залежності від температури. Зниження нижче 4,0 мг O ₂ /дм ³ веде до задухи
2.	pH	од.	6,5÷8,5 (регламентована величина). Вплив закислення та залужування на обмінні процеси та стійкість гідробіонтів
3.	Температура (тепловий шок)	°C	Різкий перепад температури води на 10°C
4.	Феноли	мкг/дм ³	Продукти розкладання вищої водної рослинності. Формування стійких консорційних угруповань гідробіонтів
5.	Мікотоксини	мкг/дм ³	Продукти розпаду синьозелених водоростей. Вибіркова адаптація гідробіонтів та накопичення в тканинах
6.	Сірководень	мкг/дм ³	Продукти розпаду органічних речовин без доступу кисню. Загибель ікри та молоді риб
7.	Мінералізація	мкг/дм ³	Адаптація морських солонувато-водних видів риб до прісних вод. Адаптація прісноводних видів риб до солонувато-водних (6-10 мкг/дм ³)
8.	Кормовий стресор: відсутність живого корму для молоді риб при переході на зовнішнє живлення (дафній, циклопів тощо)	мкг/дм ³	Загибель молоді
9.	Вплив продуктів виділення мікро водоростей та вищих водяних рослин		Підбір симбіотичних видів мікроводоростей та іхтіофауни. Формування консорційних угруповань гідробіонтів
10.	Циклічність гідроекологіч-них змін водного середовища під впливом 4 та 12 річних циклів сонячної активності		Підпорядкованість умов відтворення цим циклам та віковим характеристикам видів риб

Стресори антропогенного походження у поверхневих водах України

№	Перелік стресорів	Забруднюючі речовини та адаптаційні характеристики гідробіонтів [7, 8, 14, 18, 20, 21]
1.	„Гарячі точки” скидання не досить очищених стічних вод після житлово-промислових комплексів	Весь комплекс органічних, хімічних, бактеріальних, механічних забруднень, бар’єр для проходження риб
2.	Нафтопродукти нафтобаз, продуктопроводів, асфальтобетонних заводів, зливових вод автопідприємств, стоянок плавзасобів	Бензин, керосин, мазут, солярка. Накопичення нафтопродуктів у жировій тканині
3.	Стійкі хлор та фосфор-органічні пестициди після місць їх застосування (сади, сільгоспугіддя) та місця складування	Формування токсичних сполук та загибель частини маточного поголів’я риб. Адаптація мікрowodоростей до окремих токсикантів (у залежності від дози), „цвітіння води”
4.	Стічні води цукрових заводів з переробки цукрових буряків	Сапоніни – ціноутворюючі глікозиди, що розчиняють еритроцити крові риб у концентрації 1:1000000. Загибель і сплавлення риб за течією. Розвиток бактерій та зоопланктону
5.	Важкі метали після гальванічних виробництв, шахтні води, дренажні води в місцях добування полівалентних металів	Накопичення і включення в білково-жирові комплекси, як засіб захисту. (співвідношення вмісту іонів важких металів у водному середовищі і в тканинах риб складає значення 1:1000)
6.	Кислі дренажні води від шламонакопичувачів хімічних виробництв. Хлоровані активним хлором стічні води	Загибель зимуючих у зимувальних ямах аборигенних видів риб (маточне поголів’я)
7.	Використання електроструму для виловлювання риби	Зменшення можливостей відтворення, оскільки вражаються найбільші за масою рибини, а біля половини молоді гине
8.	Шумові, звукові та хвильові ефекти	Міграція риб від забруднення вверх проти течії
9.	Зміни глибин та гідрологічного режиму (об’єму води, її якості)	Міграції риб (відомі міграції риб до гирла приток наприкінці зимової межени)

Матеріал і методи досліджень

Досліджували аборигенну іхтіофауну природних озер правобережжя р. Прип’ять, р. Горинь, р. Стир (в період суворих зим та періодичних регіональних заморних явищ риб різного походження, р. Усте (л. пр. першого порядку), р. Горинь, як наслідок впливу стічних вод житлово-промислового комплексу урбанізованих територій р. Горинь (права притока першого порядку р. Прип’ять, зарегульована), Київське водосховище (в період зимової межени 2010 р., як наслідок тимчасового порушення кисневого режиму внаслідок кліматичних умов та змін гідрологічного режиму).

В лабораторних умовах досліджували вплив токсичних домішок (ДДТ, активна форма, кристали) на тест об’єкт – ряску малу (*Lemna minor* L.) та дволітку коропа лускатого (вплив сапоніну) [7] (табл. 3).

Предмет досліджень – прояви адаптаційних реакцій гідробіонтів на дію стресорів різного походження.

Використовувались методи досліджень: гідрохімічні, токсикологічні, іхтіологічні. Для дослідження клітинних змін використовувався мікроскоп МБР-2.

Характеристика об'єктів дослідження та основні стресоформуючі чинники

№	Об'єкт досліджень	Стресоформуючі фактори	Коефіцієнт стійкості	Наслідки
1.	р. Горинь, р. Стир гирлові ділянки (Поліська низовина)	гідрометеорологічні чинники	>20,0	Оптимальні умови відтворення в регіоні (окрім суворих зим та маловодних років)
2.	р. Горинь, р. Стир гирлові ділянки (Поліська низовина)	Періодичні скиди стічних вод цукрових заводів	>20,0	Повне знищення аборигенів іхтіофауни в основному руслі (крім приток)
3.	р. Усте, нижче м. Здолбунів та м. Рівне	недостатньо очищені стічні побутові води	< 1,0	малорозмірний лускатий короп та стійкі до забруднення види риб – ротан, карась сріблястий
4.	р. Стир нижче греблі руслового Хрінківського водосховища, р. Трубіж з бічною мережею	електролови любителів-рибалок	< 6,0	Винищення маточного поголів'я аборигенних видів риб
5.	Київське руслове водосховище	кліматичні умови, дефіцит кисню на мілководді	< 6,0	Загибель аборигенної іхтіофауни на мілководді
6.	Заплавні озера правобережжя р. Прип'ять – Рогізне, Тучне, Скоринь, Лучне	кліматичні умови, дефіцит кисню	< 1,0	Заморні явища

Результати досліджень та обговорення

Сучасні гідробіологічні дослідження впливу стресових чинників на гідробіонти належать до тестових досліджень реакцій на токсичну дію важких металів [11, 12, 14]. На адаптаційні механізми за короткий термін дії (до 14 днів) або вплив освітлення, життєвого простору, ізоляції [14]. Така тривалість досліджень не може дати об'єктивну характеристику кінцевого результату адаптації гідробіонтів до нових умов.

Фактично ми спостерігаємо 6 фаз реакції на стрес-фактори: реакції, інтродукції, імпрегнації в клітинні структури, компенсаційні реакції гідробіонта, його деградації та кінцевої ланки взаємодії – його загибелі [3] (табл. 4).

Проблема адаптації пов'язана з проблемою стійкості екосистеми, яка нами розглядається як відношення чисельності межових зон (зон виходу із кризової ситуації), до чисельності стресових чинників:

$$St = \frac{\sum_{n=1}^n N_{\text{некот}}}{\sum_{n=1}^n N_{\text{стрес.фактор}}} \quad (2)$$

Тобто при мінімальній чисельності стресових ситуацій ($\sum_{n=1}^n N_{\text{стрес.фактор}} = 1$) є оптимальна ситуація.

Разом з тим, в будь-якій водній екосистемі закономірно існує стан, за якого є оптимальні умови життя (тріада життя) – водне середовище і його якість, кормова база, збереження маточного поголів'я та нерестові умови при збережених шляхах міграції. Враховуючи нестабільність якості водного середовища (річки – зона іхтіологічного ризику), саме чисельність межових екотонів дає можливість для збереження генофонду аборигенної іхтіофауни та поповнення нею видоприймачів при формуванні кризових ситуацій.

Характерним прикладом є формування вікової структури аборигенної іхтіофауни в заплавах прип'ятських озер, гідрохімічний (газовий) режим яких формується у залежності від гідрометеорологічних умов. Кожні 4 роки в переломні періоди 11-12 річних циклів сонячної активності формується тут товста крига в період зимової межени, що перешкоджає реаерації водного середовища, а існуюча депонована маса розчиненого кисню витрачається за 2-3 тижні. Відповідно до екологічних умов формується і видовий склад аборигенної іхтіофауни, яка поповнюється за рахунок проникнення прийшлих видів риб, збережених у басейнах річково-озерної мережі у регіоні (табл. 5). При наявності множинності проміжних зон чисельність і видове різноманіття аборигенних видів риб поповнюється (відновлюється) за рахунок бічної мережі. Це особливо видно по гирлових ділянках. рр. Горинь, Стир та Київському водосховищі. У зв'язку з цим обумовлюється результативність вибірових досліджень реакції аборигенних та культивованих видів риб на певний токсичний фактор, тому що згідно формули (2), при чисельності межових екотонів ($N_{ek}=1,0$, акваріум) та наявності одного стресора ($N_{str}=1,0$), формується надзвичайно чутлива екосистема. Однак при вивченні впливу стресчинника з оцінкою кінцевого результату (смертність особин), ми повинні вивчати процес на рівні біокосму – ізолюваного елементу водного середовища, де діють навіть невраховані нами стресори. Як правило, у дієвих екосистемах стійкість складає 25,0–30,0 одиниць, у руслових каналах чи спрямлених руслах – близько 1,0. Аналогічно, ослаблена стійкість гідробіонтів у акваріумних дослідах.

Таблиця 4

Особливості проявів токсичної дії стресорів на гідробіонти – ряску малу та коропа лускатого (1+) та їх адаптаційних реакцій [9]

№	Фази	Особливості проявів дії стресорів (ДДТ, сапоніни) на тест-об'єкти
А	реакції	Розпушування зовнішньої оболонки в зоні контакту з кристалом ДДТ; додатний реотаксис у риб – рух проти течії, порушення координації рухів.
Б	інтродукції	Вихід клітинної рідини назовні, захоплення кристалу (явища піноцитозу); побіління зовнішніх покривів та зябер
В	імпрегнації	Включення кристалу ДДТ у клітинні структури; руйнування еритроцитів (гемоліз), витікання з під зябрових кришок лакованої крові
Г	компенсації	Посилення явищ мітозу, утворення нового ядра та формування нової особини ряски, явища хлорозу, захоплення повітря рибою (дзьобкування)
Ґ	деградації	Відпадання корінців у ряски малої, вихід нової особини ряски, вихід іонів магнію з руйнуванням хлорофілу; сплавляння загиблої (снулої) риби
Д	загибелі	Порушення скупчень ряски малої (до 30,0%), хлороз. Повна загибель риб (основне русло) та у досліді при концентрації сапоніну більше 1:1000000

Формування вікової структури аборигенних видів риб після зимових заморних явищ 2010 р.

Водні об'єкти	Видовий склад аборигенної іхтіофауни					
	1	2	3	4	5	6
Озера						
Рогізне	3+	2+	1+	2+	2+	1+
Тучне	3+	2+	1+	2+	2+	1+
Скоринь	3+	2+	1+	2+	2+	1+
Водосховище						
Київське	Повне відновлення за рахунок придаткової мережі					
Річки						
гирло р. Прип'ять	Міграція з приток першого та другого порядку					
гирло р. Горинь	Міграція з приток першого та другого порядку					

Примітка. Основні види виявлених риб з заплавних озер: 1 – карась срібний; 2 – лин; 3 – плітка; 4 – окунь; 5 – карась звичайний; 6 – щука.

Ще одним проявом хронічного впливу різного роду стресорів є порушення співвідношення у воді іонів Ca^{2+} та Mg^{2+} . Як правило, таке співвідношення складає у природних видах 5:6-1:0, знижуючись до 2,3:1,0. Це пов'язано як з закисленням поверхневих вод від атмосферних опадів, впливу стічних вод, так і з зв'язуванням вільного Ca^{2+} недоокисленими продуктами обміну. Як роказано в дослідженнях О. М. Арсана [1, 3, 16], оптимальний вміст іонів Ca^{2+} у природному водному середовищі складає 100-120 мг/дм³, фактично – 40,0–60,0 мг/дм³. Тобто всі природні водні екосистеми знаходяться в стадії хронічної кризи. Особливо небезпечні стресові ситуації в поліських маломінералізованих водах, в яких сума йонів сягає 200–300 мг/дм³, а дефіцит кальцію може покриватись за рахунок стронцію-90. Як наслідок, різко зменшується біопродуктивність, характеристики поверхневих вод та знижується видове різноманіття аборигенної іхтіофауни.

Висновки

1. Річково-озерна мережа та аборигенна іхтіофауна постійно знаходяться в зоні впливу стресових чинників біотичного та абіотичного походження, відповідно в залежності від інтенсивності його впливу створеної зони ризику.
2. Збереження аборигенної іхтіофауни відбувається за рахунок придаткової річкової мережі, озер і водосховищ та множинності річкових та озерних екотонів.
3. Використання басейнового підходу до вивчення гідроекологічної ситуації та наявності стресорів дає можливість їх виключення та управління станом водних об'єктів.

1. Арсан О. М. Особенности функционирования основных механизмов энергообеспечения процессов акклиматизации рыб к абиотическим факторам водной среды : автореф. дисс. на соискание ученой степени доктора биол. наук. Спец. "Гидробиология" / О. М. Арсан. – Москва, 1987. – 46 с.
2. Аршавский И. А. Физиологические механизмы и закономерности индивидуального развития / И. А. Аршавский. – М. : Наука, 1982. – 270 с.
3. Врочинский К. К. Пути поступления и содержание пестицидов в воде водоисточников/ К. К. Врочинский // Гидробиологический журнал. – 1976. – Т. 12., № 3. – С. 93-100.
4. Гандзюра В. П. Концепція шкодочинності в екології / В. П. Гандзюра, В. В. Грубінко. – Київ-Тернопіль : Вид-во ТНПУ ім. В. Гнатюка, 2008 – 144 с.
5. Головин П. П. Стресс у рыб / П. П. Головин // Труды зоологического института АН СССР. – М., 1987. – Т. 17 – С. 22–32.
6. Головина Н. Д. Действие хронического стресс-фактора на гематологические показатели двухлетков карпа / Н. Д. Головина, П. П. Головин, А. Н. Быков // Эффективное использование водоемов Молдавии: Тез. докл. – Кишинев, 1982 – С. 30–31.

7. *Гриб И.В.* Сапонины, как фактор массовой гибели рыб в реках Украины / И. В. Гриб, Н. И. Гончаренко, Д. И. Войтышина // Гидробиологический журнал. – 2006. – Т. 42, № 4. – С. 42–48.
8. *Гриб И. В.* Анализ заморных явлений в малых реках Западного Полесья Украины / И. В. Гриб // Гидробиологический журнал. – 1972. – Т. 11, № 2. – С. 42–48.
9. *Гриб Й. В.* Екологічна оцінка стану екосистем річкових басейнів рівнинної частини території України (охорона, відновлення, управління) : автореф. дис. на здобуття наукового ступеня доктора біологічних наук. Спец. "Екологія" / Й. В. Гриб. – Дніпропетровськ, 2002. – 49 с.
10. *Заклучнова Р. А.* Влияние стрессовых факторов на дыхание и двигательную активность рыб / Р. А. Заклучнова, И. М. Камшилов // Поведение рыб. Материалы IV исследовательской конференции с международным участием, Борок 2010. – М. : Акварос, 2010. – С. 69–73.
11. *Киричук Г. Є.* Фізіолого-біохімічні механізми адаптації прісноводних молюсків до змін біотичних та абіотичних чинників водного середовища : автореф. дис. на здобуття наукового ступеня доктора біологічних наук. Спец. "Гідробіологія" / Г. Є. Киричук. – Київ, 2011. – 45 с.
12. *Костюк К. В.* Структурно-функціональні реакції клітки водних рослин на дію токсикантів : автореф. дис. на здобуття наукового ступеня кандидата біологічних наук. Спец. "Гідробіологія" / К. В. Костюк. – Київ, 2011. – 21 с.
13. *Кочет В. Н.* Реакция рыб на воздействие промышленных электрических орудий лова в замкнутых водоемах Днепропетровской области / В. Н. Кочет, О. А. Христов // Материалы IV исследовательской конференции с международным участием, Борок 2010. – М. : Акварос, 2010. – С. 166–172.
14. *Подопригора В. Н.* Влияние стресс-факторов на рост выживаемость молоди рыб : автореф. дисс. на соискание ученой степени кандидата биологических наук. Спец. "Ихтиология" / В. Н. Подопригора. – Киев, 2010. – 20 с.
15. *Пригожин И.* Порядок из хаоса. Новый диалог с природой / И. Пригожин, И. Стенгер. – М. : Прогресс, 1986. – 432 с.
16. *Романенко В. Д.* Механизм температурной акклимации рыб / В. Д. Романенко, О. М. Арсан, В. Д. Соломатина. – Киев : Наукова думка, 1991. – 191с.
17. *Селье Г.* Очерки об адаптационном синдроме / Г. Селье. – М. : Медгиз, 1960. – 98 с.
18. *Сондак В. В.* Особливості формування стресових ситуацій та ризиків виживання аборигенної іхтіофауни в поверхневих водах України / В. В. Сондак // Доповіді НАН України. – 2008. – № 2. – С. 191–199.
19. *Сондак В. В.* Аборигенна іхтіофауна Стир-Горинського рибовідтворювального комплексу : : автореф. дис. на здобуття наукового ступеня доктора біологічних наук. Спец. "Іхтіологія" / В. В. Сондак. – Київ, 2010. – 45 с.
20. *Сондак В. В.* Відновна іхтіоекологія природних водойм Західного Полісся України / В. В. Сондак. – Рівне : Волинські обереги, 2008. – 296 с.
21. *Ядренкина Е. Н.* Миграционное поведение рыб в условиях замкнутого водоема (оз. Чаны, Западная Сибирь) / Е. Н. Ядренкина // Поведение рыб. Материалы IV исследовательской конференции с международным участием, Борок 2010. – М. : Акварос, 2010. – С. 453–459.

И.В. Гриб, Н.И. Гончаренко, О.М. Климнюк

Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

НЕКОТОРЫЕ АСПЕКТЫ ВЗАИМОСВЯЗИ СТРЕССОВЫХ ФАКТОРОВ И АДАПТАЦИИ ГИДРОБИОНТОВ В НАРУШЕННЫХ ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМАХ

Рассмотрены условия формирования стрессовых ситуаций аборигенной ихтиофауны в поверхностных водах, их проявление и признаки. Формализована концепция устойчивости водной среды как соотношение численности промежуточных зон к численности стрессовых факторов биотической и абиотической природы.

Ключевые слова: стрессовые факторы, адаптация гидробионтов, устойчивость экосистемы, экотоны

Y.V. Grib, N.I. Goncharenko, A.M. Klymnyuk

ADAPTATION OF HIDROBIONTS AS FLELER RESPONSE TO STRESS FACTORS IN DETERIORATED AQUATIC ECOSYSTEMS

Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

The peculiarities of the formation of stress situations in surface waters and their features are analyzed. As assessment of the tolerance of the aquatic environment in a terms of relationship between the number of intermediate zones and the number of stress factors of biotic and abiotic origin is put forward.

Keywords: stress factors, adaptation, tolerance of aquatic ecosystems, intermediate zones

Рекомендує до друку
В.В. Грубінко

Надійшла 04.02.2011

УДК 543.383.2: (574.454:582.232)

В.П. ГУСЕЙНОВА, А.В. КУРЕЙШЕВИЧ

Інститут гідробіології НАН України
пр. Героїв Сталінграду, 12, Київ 04210, Україна

МІКРОВОДОРОСТІ ЯК ДЖЕРЕЛО ПОЗАКЛІТИННИХ СПОЛУК ВУГЛЕВОДНЕВОЇ ПРИРОДИ

Виявлено, що за допомогою методу визначення вмісту у воді нафтопродуктів, в культуральних середовищах водоростей реєструється досить високий вміст вуглеводнів (0,04–0,16 мг/дм³). Це свідчить про те, що екзометаболіти вуглеводневої природи водоростей при їх інтенсивному розвитку можуть складати частину сполук, які визначаються у водоймищах як нафтопродукти.

Ключові слова: вуглеводні, культури водоростей, забруднення, нафтопродукти

При проведенні моніторингу якості води джерел водопостачання не завжди враховуються екзометаболіти рослинних угруповань [1, 2, 5, 7]. У системах водопідготовки виникають складнощі з інтерпретацією даних щодо змін вмісту нафтопродуктів у відстійниках води [6]. Після її зберігання в резервуарах кількість нафтопродуктів часто збільшується.

Існуючі методи визначення нафтопродуктів у водоймах дають можливість враховувати тільки загальний вміст вуглеводневої фракції, яка містить як нафтопродукти, так і метаболіти водних рослин і тварин. Враховуючи, що автохтонні вуглеводні при проведенні моніторингу якості води окремо від нафтопродуктів не визначаються, істотний інтерес становить оцінка кількісних показників позаклітинних сполук вуглеводневої природи прісноводних мікроводоростей.

Для з'ясування цього питання нами були досліджені культуральні середовища поширених видів синьозелених та зелених водоростей на предмет наявності в них вуглеводнів за допомогою методу, що широко використовується для визначення нафтопродуктів. Необхідно відзначити, що поживні середовища, на яких ми вирощували водорості, мінеральні, і до їх складу не входять ні вуглеводні, ні їх похідні.

Матеріал і методи досліджень

В процесі виконання роботи були використані альгологічно чисті культури Cyanophyta: *Anabaena cylindrica* Lemm. HPDP-1, *Microcystis aeruginosa* Kütz. emend. Elenk. HPDP-6, *Nostoc punctiforme* (Kütz.) Hariot HPDP-48, *Oscillatoria acutissima* Kuff. HPDP-64, *Phormidium*

autumnale f. uncinata (Ag.) Kondrat. (= *Phormidium uncinatum* Ag.) HPDP-36 і Chlorophyta: *Acutodesmus obliquus* (Turp.) Tsar. (= *Scenedesmus obliquus* (Turp.) Kütz.) HPDP-104, *Chlorella vulgaris* Beijer. HPDP-119, *Monoraphidium contortum* (Thur.) Kom.-Legn. HPDP-105.

Водорості вирощували на середовищі Фітцджеральда № 11 в модифікації Цендера і Горхема [4] за температури 20–25°C та освітленості 3000 лк з чергуванням світлового і темного періодів 16:8.

Визначення сухої маси культур водоростей проводили стандартним ваговим методом [4].

Вміст нафтопродуктів визначали згідно з загальноприйнятою методикою [3].

Результати досліджень та їх обговорення

Виявлено, що вміст так званих «нафтопродуктів», а насправді вуглеводнів водоростевого походження, в культуральних середовищах одномісячних культур становив 0,037–0,072 мг/дм³, тобто перебував на рівні 1 ГДК_р (ГДК_р для нафтопродуктів – 0,05 мг/дм³), а часто навіть перевищував цей показник (табл. 1).

Таблиця 1

Вміст вуглеводнів (ВВ) в культуральних середовищах водоростей (вік культур – 1 місяць)

Культури водоростей	ВВ, мг/дм ³	ВВ, мг/г сухої речовини
Cyanophyta		
<i>Anabaena cylindrica</i>	0,037	0,051
<i>Microcystis aeruginosa</i>	0,044	0,074
<i>Nostoc punctiforme</i>	0,053	0,066
<i>Oscillatoria acutissima</i>	0,037	0,098
<i>Phormidium autumnale f. uncinata</i>	0,060	0,127
Chlorophyta		
<i>Acutodesmus obliquus</i>	0,049	0,050
<i>Chlorella vulgaris</i>	0,072	0,110
<i>Monoraphidium contortum</i>	0,054	0,070

В перерахунку на 1 г сухої маси вміст вуглеводнів також залишався достатньо високим (див. табл. 1). Це дозволяє нам зробити висновок про те, що існуючі методи визначення у водоймах нафтопродуктів, що реєструють сумарну кількість вуглеводнів (як автохтонних, так і алохтонних) при інтенсивному розвитку фітопланктону можуть не відображати реальної ситуації забруднення водойм нафтопродуктами.

Нами були проведені аналогічні дослідження з водоростями, які культивували більш тривалий час (протягом 6-10 місяців). Вміст «нафтопродуктів» у культуральному середовищі цих культур був ще вищим, ніж у одномісячних як при розрахунках на одиницю об'єму середовища (мали місце випадки перевищення ГДК_р в 2 і 3 рази), так і на суху масу водоростей (табл. 2).

Таблиця 2

Вміст вуглеводнів (ВВ) в культуральних середовищах водоростей (вік культур – 6–10 місяців)

Культури водоростей	ВВ, мг/дм ³	ВВ, мг/г сухої речовини
Cyanophyta		
<i>Microcystis aeruginosa</i>	0,106	0,097
<i>Nostoc punctiforme</i>	0,110	0,036
<i>Phormidium autumnale f. uncinata</i>	0,155	0,075
Chlorophyta		
<i>Acutodesmus obliquus</i>	0,062	0,055
<i>Chlorella vulgaris</i>	0,140	0,432

Це означає, що вуглеводні водоростей, які потрапляють у водойми з прижиттєвими і постлетальними виділеннями, можуть вносити похибку в оцінку ступеню забруднення водойм нафтопродуктами.

Згідно даних Т.Ф. Шевченко [8, 9] водорість *Phormidium autumnale* f. *uncinata* є одним з домінантів в фітоперифітоні дніпровських водосховищ. На стінах шлюзів сира маса обростань з домінуванням *Phormidium autumnale* f. *uncinata* досягає 400-1250 г/м², на буях 500-2700 г/м², на берегових укосах 900-3000 г/м². Тому кількість сполук вуглеводневої природи, що виділяються водоростями обростань, може бути досить значною.

Висновки

Реєстрація вуглеводнів у культуральних середовищах водоростей (0,04–0,16 мг/дм³) за допомогою загальноприйнятого методу визначення вмісту у воді нафтопродуктів свідчить про те, що при інтенсивному розвитку водоростей їх екзометаболіти вуглеводневої природи можуть становити частку сполук, які визначаються у водоймах як нафтопродукти. Такі дані слід враховувати при проведенні моніторингу якості води, а також в системах водопідготовки.

1. Гусейнова В. П. Экзометаболиты планктонных водорослей и их роль в загрязнении среды / В. П. Гусейнова, А. В. Курейшевич // Материалы III Междунар. конф. „Экологическая химия 2005”. 20-21 мая 2005 г., Кишинев, Молдова. – Кишинев, 2005. – С. 67.
2. Курейшевич А. В. Влияние метаболитов водорослей на качество воды в условиях действия природных и антропогенных факторов / А. В. Курейшевич, В. П. Гусейнова, А. И. Сакевич // Гидробиологический журнал. – 2003. – Т. 39, № 6. – С. 57–73.
3. Методика выполнения измерений массовой концентрации нефтепродуктов в пробах питьевых, природных и сочных вод флуориметрическим методом на анализаторе жидкости «Флюорат – 02». МВВ 99-12-98. – Санкт-Петербург, 1998. – С. 1–20.
4. Методы физиолого-биохимического исследования водорослей в гидробиологической практике / Л. Я. Сиренко, А. И. Сакевич, Л. Ф. Осипов [и др.]. – Киев : Наукова думка, 1975. – 247 с.
5. Сакевич А. И. Экзаметаболиты пресноводных водорослей / А. И. Сакевич. – Киев : Наукова думка, 1985. – 199 с.
6. Хільчевський В. К. Водопостачання та водовідведення. Гідроекологічні аспекти: Підручник / В. К. Хільчевський. – Київ : ВПЦ «Київський університет», 1999. – 320 с.
7. Хромов В. М. Растительные сообщества в мониторинге пресных вод источников водоснабжения: автореф. дис. на соискание ученой степени докт. биол. наук. Спец. “Гидробиология” / В. И. Хромов. – М., 2004. – 43 с.
8. Шевченко Т. Ф. Водоросли перифитона Каневского и Кременчугского водохранилищ // Гидробиологический журнал. – 1996. – Т. 32, № 6. – С. 32–42.
9. Шевченко Т. Ф. Фитоперифитон Днепродзержинского и Запорожского водохранилищ / Т. Ф. Шевченко // Гидробиологический журнал. – 1998. – Т. 34, № 1. – С. 33–40.

В.П. Гусейнова, А.В. Курейшевич

Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

МИКРОВОДОРОСЛИ КАК ИСТОЧНИК ВНЕКЛЕТОЧНЫХ СОЕДИНЕНИЙ УГЛЕВОДОРОДНОЙ ПРИРОДЫ

Выявлено, что с помощью метода определения содержания в воде нефтепродуктов, в культуральных средах водорослей регистрируется довольно высокое содержание углеводов (0,04–0,16 мг/дм³). Это свидетельствует о том, что экзометаболиты углеводородной природы водорослей при их интенсивном развитии могут составлять часть соединений, которые определяются в водоёмах как нефтепродукты.

Ключевые слова: углеводороды, культуры водорослей, загрязнение, нефтепродукты

V. P. Guseynova, A.V. Kureyshevich

Institute of Hydrobiology NAS of Ukraine, Kyiv

MICROALGAE AS A SOURCE OF EXOCELLULAR HYDROCARBON COMPOUNDS

It is shown that in cultural mediums of different species of Cyanophyta and Chlorophyta is registered high content of hydrocarbons using a method that is applied for determination of petroleum products concentrations in water. This testifies that hydrocarbon exometabolites of algal origin, during their intensive development, can form a part of compounds, which are determined as a petroleum products.

Keywords: hydrocarbons, cultures of algae, pollution, petroleum products

Рекомендує до друку

В.В. Грубінко

Надійшла 01.02.2011

УДК 597.2/.5

В.О. ДЕМЧЕНКО

Таврійський державний агротехнологічний університет

пр-т Богдана Хмельницького, 18, Мелітополь 72312, Україна

ТЕОРЕТИЧНІ ТА ПРАКТИЧНІ АСПЕКТИ ПРОБЛЕМИ ВИКОРИСТАННЯ РИБ ЯК ІНДИКАТОРІВ СТАНУ ГІДРОЕКОСИСТЕМ (НА ПРИКЛАДІ АЗОВСЬКОГО МОРЯ)

У результаті аналізу різних підходів в області біоіндикації якості води й стану гідроекосистем зазначено перспективність використання іхтіологічних показників, які доцільно використовувати як біоіндикаторні на популяційному і ценотичному рівнях. На популяційному рівні перспективними для біоіндикації є такі показники: розмірна розмаїтість особин популяції з використанням показника варіації; розмірно-масова структура популяції з показниками середніх багаторічних даних довжини чи маси тіла; статева структура з показниками збільшення чи зменшення частки особин однієї статі; індивідуальна морфологічна мінливість особин та число фенотипів. На ценотичному рівні в якості індикаторних доцільно використовувати показники: кількість видів риб, індекси розмаїття та розмаїтість риб з різним ступенем стено-, еврибіонтичності.

Ключові слова: біоіндикація, іхтіоценози, структура популяції, Азовське море, біорозмаїття

Трансформація водних екосистем, спричинена антропогенними змінами на басейновому рівні, призвела до значного погіршення стану популяцій риб в більшості водойм України. Будь-яка реконструкція водойми має на меті збільшити продуктивність або розширити спектр її використання, але структурна складність екосистем не дозволяє передбачити всіх негативних змін і процесів, що будуть розвиватися в результаті діяльності людини. В цьому контексті гострою є проблема визначення екологічних ризиків та тих індикаторних показників на біоценотичному та популяційному рівнях, що дозволять передбачити негативні зміни в екосистемах.

Нині рівень іхтіологічних досліджень не завжди дозволяє чітко визначити, з якими процесами в водоймах пов'язані зміни видового складу чи структури популяцій риб. Саме тому є необхідність розробити теоретичні підходи використання риб як індикаторів стану гідроекосистем. Використання структурних особливостей популяцій і угруповань риб як біоіндикаторних показників має як переваги, так і недоліки порівняно з водними безхребетними, водоростями й вищими водяними рослинами. До переваг цієї методики варто віднести відносно великі розміри об'єктів, відносна простота визначення видової

приналежності риб, можливість проведення досліджень з застосуванням мінімуму лабораторного устаткування, яке є теж досить простим, для визначення структурних характеристик популяцій риб. Найістотнішими недоліками є складність визначення достовірних показників чисельності популяцій різних видів риб, рухливість представників іхтіофауни, що дозволяє їм уникати несприятливих умов існування, фактор вилучення риб у рибогосподарських цілях, що порушує структуру популяцій та угруповань.

Метою роботи є розроблення теоретичних та практичних аспектів використання риб на популяційному та ценотичному рівнях як індикаторів екологічного стану водойми. Модельною акваторією для розкриття цих питань може слугувати Азовське море, оскільки в його басейні простежуються різноманітні зміни як природного, так і антропогенного походження. Окрім того, іхтіофауна цієї водойми досить детально вивчена як на рівні структури іхтіоценозів, так і на рівні окремих популяцій.

Матеріал і методи досліджень

Основою для даної роботи слугували розроблені теоретичні підходи для інших систематичних груп тварин [2, 7–9]. Фактичні іхтіологічні матеріали в басейні Азовського моря збирали протягом 1996–2010 рр. Аналіз уловів та особин риб здійснювався згідно стандартних іхтіологічних методів [12]. Під час робіт була сформована база даних за різними напрямками досліджень (структура улову, біологічний аналіз, промислові улови, гідрологія, гідрохімія та ін.) [4]. Для статистичної обробки даних використовували програмний продукт Statistics 6.0.

Результати досліджень та їх обговорення

Більшість країн Західної Європи для біоіндикації використовують біотичні індекси для стандартного контролю якості води. В останнє десятиліття XX ст. у Європі [22, 23] та США [20] спостерігалася тенденція розвитку біологічних методів оцінки в рамках екосистемного інтегрованого підходу. В Україні нині відмічаються зацікавленість дослідників у вивченні різноманітних підходів до використання риб як індикаторів стану гідроекосистем [1, 3, 15, 18]. Разом з тим слід відмітити певну складність використання риб як індикаторів, що пов'язані, насамперед, з такими недоліками:

- 1) емпіричні дані мають певну неоднозначність;
- 2) відсутність надійних критеріїв для вибору абсолютно адекватних біологічних показників для оцінки впливу на екосистеми;
- 3) проблема вибору “еталона” для порівняння результатів оцінки;
- 4) близько двох третин біотичних індексів базуються на донних макробезхребетних;
- 5) риби як біоіндикатори розглядаються дуже рідко;
- 6) можливості біоіндикації на основі структурних особливостей популяцій риб в водоймах України досліджені недостатньо;
- 7) переважна більшість досліджень з проблеми біоіндикації в Україні здійснена на великих річках і водосховищах, натомість малі річки та солонуваті водойми в цьому аспекті досліджені слабо;
- 8) проблеми оцінки якості середовища з антропоцентричних та екосистемних позицій і проблеми визначення оптимального рівня антропогенного перетворення гідроекосистем;
- 9) постійно виникають нові загрози стійкості екосистем, що потребує розширення можливостей біоіндикації;
- 10) в сфері біоіндикації Україна суттєво відстає від розвинутих країн.

Разом з тим, необхідність розвитку таких робіт є очевидною. Виявлення іхтіологічних індикаторів на біоценотичному та популяційному рівнях, що характеризують стан гідроекосистем, в подальшому можуть бути основою для досліджень з метою передбачення змін та попередження екологічних ризиків в водоймах України. Деталізація залежностей між кількісними показниками, що характеризують структуру та динаміку іхтіоценозів і популяцій риб, з одного боку, та дія основних факторів впливу на іхтіофауну з іншого, дозволяють виявити особливості структури іхтіоценозів і кількісних характеристик розмірно-масової,

статевої структури популяцій риб, що відповідають певному рівню негативних змін в гідроекосистемах.

Аналізуючи існуючі підходи та методи для Азовського моря найбільш прийнятними, на нашу думку, є 5 показників популяційного та ценотичного рівнів, що дозволять судити про різні зміни у водоймі:

1. *Розмірна розмаїтість особин популяції.* Як відомо, кожна вікова група представлена особинами різного розміру, який залежить від якості середовища, тому відповідно їх розподіл за розмірним рядом буде відрізнятися. Для оцінки сучасного стану якості середовища найбільш інформативним буде аналіз, який здійснений на молоді й на рибі з коротким життєвим циклом, оскільки розмаїття розмірів старших вікових груп риб з довгим життєвим циклом може бути результатом впливів, що мали місце в минулі періоди. Індикаторними показниками у цьому випадку може бути коефіцієнт варіації [3]. Так, якщо екологічні умови середовища сприятливі для розвитку риб, то виживають і співіснують особини одного виду з широким діапазоном біологічних характеристик, наприклад, риби з різною довжиною та масою тіла. Якщо ж екологічні умови середовища несприятливі і впливають негативні чинники, то спостерігається дія стабілізуючого відбору, який відсікає крайові варіанти і підтримує певний фенотип з вузьким діапазоном варіацій показників. Відповідно і коефіцієнт варіації кожного показника буде низьким за своїм значенням [3].

2. *Розмірно-масова структура популяції.* Показники структури популяцій виду можуть бути опосередкованим відображенням впливу негативних факторів. Так, значна динаміка показників в розмірно-масовій структурі особин дає можливість говорити про наявність фактів перевиллову та підриву чисельності популяції. Використання даного показника можливе для видів, які мають статевий диморфізм за розмірами та видів, які інтенсивно використовуються рибним промислом.

В Азовському басейні для характеристики цього показника можна використовувати бичка-кругляка *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814). Так, дослідивши динаміку значень середньорічних показників довжини тіла протягом останніх 60 років, було встановлено, що вони знаходяться в прямій негативній залежності від інтенсивності промислу.

3. *Співвідношення статей* особливо є важливим показником для риб, що мають статевий диморфізм. В певних умовах можуть існувати різкі відхилення від “нормального” співвідношенні статей у результаті дії різноманітних природних і/або антропогенних факторів. Статева структура у окремих видів риб досить значно змінюється, але здебільшого співвідношення близьке 1:1 [10]. В період інтенсивного промислу бичків в Азовському морі виловлюються переважно самці, які більші за розміром, ніж самиці. Це призводить до перерозподілу статей і накладає свій відбиток на формування врожайності поколінь в наступні роки. Так на початку 60-х рр. співвідношення статей у бичка-кругляка було на рівні 1 до 1,6 з перевагою самиць. В результаті інтенсивного промислу вже в кінці вказаного часу цей показник становив 1 до 1,9, що негативно відобразилося на ефективності нересту та чисельності виду в подальші роки. Враховуючи таку залежність можна констатувати, що перевага самиць над самцями може слугувати показником рівня промислового вилучення та стану популяції бичка-кругляка в Азовському морі.

4. *Індивідуальна морфологічна мінливість особин та число фенотипів.* Для визначення рівня мінливості при вивченні природної популяції як цілісної генетико-еволюційної системи, перспективним виявляється облік стабільності індивідуального розвитку за такими ознаками як рівень флуктуючої асиметрії та число фенотипів [7, 8, 19]. Останні, як своєрідна група змін, що займають проміжне положення між якісними і кількісними ознаками, і позначають спадкові ухилення від норми, є дуже мінливими за проявом і трапляються з різною частотою. Як правило, в природних популяціях зустрічаються різні рівні відхилень, частота яких невелика, але в окремих випадках виявляється значною. Окрім того, існує інший підхід до оцінки стабільності індивідуального розвитку риб в умовах антропогенного пресу на екосистемі – аналіз морфологічних білатеральних ознак [7, 8], при якому з'ясовується мінливість цих ознак на лівому та правому боці тіла.

В Азовському морі такі роботи були проведені для камбали-калкан азовської *Psetta torosa* (Rathke, 1837) [5]. Серед найхарактерніших і чітко виражених, тобто таких, що не вимагають дуже пильного огляду риб, трапляються різні порушення в будові і топографії органів бічної лінії та правобічна форма тіла. Слід звернути увагу на те, що характер розташування на тілі бічної лінії, і розташування очей на лівому боці тіла розглядаються як діагностичні ознаки на рівні родини *Scophthalmidae* [16].

Аналізуючи подібні роботи в Молочному лимані та прилеглій частині Азовського моря в 1997–2007 рр., нами були встановлені подібні фенодивіанти для кефалі піленгас *Liza haematocheilus* (Temminck et Schlegel, 1845). Основними типами аномалій для виду в досліджуваному регіоні були викривлення хребта, недорозвиненість однієї зябрової кришки, викривлені плавці. Частка їх складала 1% і основною причиною таких змін вважається близькоспоріднене схрещування.

Підсумовуючи, слід зазначити, що частота появи будь-якого фенодевіанта значно залежить від умов життя риб. Найважливішими чинниками середовища, що впливають на частоту і ступінь прояву цих аномалій, є температура, значна або менша забезпеченість риби кормом, газовий режим водойми, рН води, рівень забруднення [10].

Наявність фенодевіантів в популяції можна розглядати як, свого роду, показник зниження генетичного гомеостазу й гомеостазу розвитку. Гени або поєднання генів, що не виявляють видимого прояву при добре збалансованому генотипі і оптимальних умовах існування, виявляються при порушенні генетичного балансу і в несприятливому середовищі [14].

Велика кількість асиметричних проявів у риб вказує на зниження життєздатності їхніх природних популяцій (груп) під впливом потужного антропогенного пресу, зокрема забруднення. і може бути використано індикаторним показником стану навколишнього природного середовища.

5. *Видова й таксономічна розмаїтість*. Індикатором умов середовища є інформація про таксономічне різноманіття функціональних груп гідробіонтів. Так, видове й таксономічне розмаїття будуть мати максимальні значення для деяких середніх показників якості води і будуть зменшуватися в напрямку до дуже чистих, оліготрофних, олігосапробних і дуже брудних гіпертрофних і полісапробних вод [21]. Також необхідно зазначити, що розмаїття видів риб залежить від багатьох гідрологічних, гідробіологічних, гідрохімічних та інших факторів. До найбільш важливих слід віднести такі як сила течії, глибина, прозорість, солоність, газовий режим, кормова база та ін. Всі вище перераховані чинники спричиняють вплив як безпосередньо, так і опосередковано як на конкретні види, так і в цілому на структуру іхтіоценозу.

Відомо, що зв'язок показників розмаїття та сталості (стабільності) екосистем має не завжди відповідний, а інколи й суперечливий характер [6]. Сталість біосистем збільшується з збільшенням різноманіття [11, 17], але разом з тим відмічається, що не завжди розмаїття формується за рахунок стабільності екосистеми [13]. Спираючись на вищевикладене, для іхтіофауни Молочного лиману були виявлені такі закономірності формування видового складу риб. Лиман слід віднести до нестабільних (динамічних) екосистем в зв'язку з тим, що одним з негативних факторів, що впливає на його біоту, слід назвати значну флуктуацію абіотичних компонентів екосистеми, які у свою чергу спричиняють такі ж зміни й у біологічному. Деяка недовготривала стабільність абіотичних показників відмічалася в 50-60-ті рр. XX ст. Починаючи з 1972 р. водойма характеризувалася вже значною динамікою гідроекологічних умов, причиною яких стали зміни гідрологічного та гідрохімічного режимів. Кількість видів риб в Молочному лимані протягом всіх періодів залежить від солоності води, підтвердженням чого є кореляційний зв'язок цих показників ($-0,94$). Оптимальними значеннями мінералізації, під час яких реєструється найбільший видовий склад, є $13,3\text{--}17,0\text{ г/дм}^3$. При таких умовах спостерігається максимальна кількість промислових видів і висока рибопродуктивність лиману. Натомість, при погіршенні пропускної здатності протоки і підвищенні солоності цінні промислові види замінюються дрібними непромисловими представниками іхтіофауни (кореляційна залежність солоності та кількості промислових видів становить $0,84$). Наочним

прикладом цього факту є поступове падіння долі промислових видів: у 50-ті рр. ХХ ст. їх частка становила 27 %, у 60-ті рр. – 20, у 1993 р. – 17, у 2000 р. – 14. Також досить логічним є взаємозв'язок солоності з кількістю прісноводних риб, що трапляються в лимані, де показник кореляції цих факторів становить 0,86.

Висновки

1. У результаті аналізу різних підходів в області біоіндикації якості води й стану гідроекосистем, слід зазначити перспективність використання іхтіологічних показників. Їх доцільно використовувати як біоіндикаторні на популяційному і ценотичному рівнях.
2. На популяційному рівні перспективними для біоіндикації є такі показники: розмірна різноманітність особин популяції з використанням показника варіації; розмірно-масова структура популяції з показниками середніх багаторічних даних довжини чи маси тіла; статева структура з показниками збільшення чи зменшення частки особин однієї статі; індивідуальна морфологічна мінливість особин та число фенотипів.
3. На ценотичному рівні в якості індикаторних доцільно використовувати показники: кількість видів риб, індекси розмаїття та розмаїтність риб з різним ступенем стено-, еврибіонтності.

1. Антоновский А. Г. Перспективы использования характеристик особей, популяций и сообществ рыб в Системе биоиндикации качества воды и состояния гидроекосистем / А. Г. Антоновский, В. А. Демченко, Н. А. Демченко, Н. Н. Сурыгина // Вісник Запорізького національного університету. Біологічні науки. – 2008. – № 1. – С. 23–28.
2. Биоиндикация и биомониторинг. – М. : Наука, 1991. – 288 с.
3. Гончаренко Н. І. Біоіндикація водного середовища на іхтіологічному матеріалі. Коефіцієнт варіації показників / Н. І. Гончаренко // Сучасні проблеми теоретичної та практичної іхтіології. – Канів, 2008. – С. 43–45.
4. Демченко В. О. Використання системи управління базами даних Microsoft Access 2003 в іхтіологічних дослідженнях / В. О. Демченко, Н. А. Демченко // Бюлетень іхтіологічної спільки України. – 2007. – № 1. – С. 58–62.
5. Дирипаско О. О. Морфологічна характеристика азовського калкана *Psetta maotica torosa* (pleuronectiformes, scophthalmidae) у зв'язку з вивченням фенетичного різноманіття виду / О. О. Дирипаско // Таврійський науковий вісник. Збірник наукових праць ХДАУ. – Херсон : Айлант, 2006. – Вип. 43. – С.183–189.
6. Емельянов И. Г. Разнообразие и его роль в функциональной устойчивости и эволюции экосистемы / И. Г. Емельянов. – Киев, 1995 – 168 с.
7. Захаров В. М. Асимметрия животных / В. М. Захаров. – М. : Наука, 1987. – 216 с.
8. Захаров В. М. Здоровье среды: методика оценки / В. М. Захаров, А. С. Баранов, В. И. Борисов [и др.]. – М. : Центр экологической политики России, 2000. – 68 с.
9. Мелихова О. П. Биологический контроль окружающей среды: биоиндикация и биотестирование : учебн. пособие для студ. высш. учеб. заведений / О. П. Мелихова, Е. И. Егорова, Т. И. Евсеева [и др.]; под ред. О. П. Мелиховой, Е. И. Егоровой. – М. : Издательский центр “Академия”, 2007. – 288 с.
10. Никольский Г. В. Частная ихтиология / Г. В. Никольский. – М. : Высш. школа, 1971. – 472 с.
11. Одум Ю. Основы экологии / Ю. Одум. – М. : Мир, 1975. – 740 с.
12. Правдин И. Ф. Руководство по изучению рыб / И. Ф. Правдин. – М. : Пищевая промышленность, 1966. – 374 с.
13. Протасов А. А. Биоразнообразие и его оценка. Концептуальная диверсикология / А. А. Протасов. – Киев, 2002. – 105 с.
14. Решетников Ю. С. Изменение структуры рыбного населения эвтрофируемого водоема / Ю. С. Решетников, О. А. Попова, О. Н. Стерлигова [и др.]. – М. : Наука, 1982. – 258 с.
15. Ситник Ю. М. Риби-біоіндикатори поліметалічного забруднення континентальних водойм України / Ю. М. Ситник // Мониторинг природных и техногенных сред. – Симферополь: ДИАЙПИ, 2008. – С. 207–211.
16. Смирнов А. И. Фауна Украины. Т. 8. Рыбы. Вып. 5. Окунеобразные (бычковидные), скорпенообразные, камбалообразные, присоскопорообразные, удильщикообразные / А. И. Смирнов. – Киев : Наукова думка, 1986. – 320 с.
17. Уиттекер Р. Сообщества и экосистемы / Р. Уиттекер. – М. : Прогрес. – 1980. – 327 с.

18. Шевченко П. Г. Встановлення видів риб-біоіндикаторів та оцінка загального стану водного середовища озер шацького національного природного парку за іхтіологічними показниками / П. Г. Шевченко // Таврійський науковий вісник. Збірник наукових праць ХДАУ. – Херсон : Айлант, 2010. – Вип. 68. – С. 116–122.
19. Яблоков А. В. Введение в феноетику популяций. Новый подход к изучению природных популяций / А. В. Яблоков, Н. И. Ларина. – М. : Высшая школа, 1985. – 158 с.
20. Barbour M. T. Evaluation of EPA's Rapid Bioassessment Benthic Metrics: metric redundancy and variability among reference stream sites / M. T. Barbour, J. L. Plafkin, B. P. Bradley [et al.] // Environmental Toxicology and Chemistry. – 1992. – Vol. 11. – P. 437–449.
21. Hellawell J. M. Biological indicators of freshwater pollution and environmental management / J. M. Hellawell. – London, 1986. – 546 p.
22. Klapwijk S. P. C. Ecological assessment of water systems / S. P. Klapwijk, J. J. P. Gardeniers, E.T.H.M. Peeters, C. Roos / Proceedings Workshop Monitoring. Tailor-made. – 1995. – P. 105–117.
23. Roos C. Ecological assessment of Dutch inland waters: Philosophy and preliminary results / C. Roos, J.J.P. Gardeniers, R. M. M. Roijackers, E. T. H. M. Peeters // Verh. Intern. Verein. Limnol. – 1991. – Vol. 24. – P. 2104–2106.

В.О. Демченко

Таврійський державний агротехнологічний університет, Мелітополь, Україна

ТЕОРЕТИЧЕСКИЕ И ПРАКТИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ ПРОБЛЕМЫ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ РЫБ В КАЧЕСТВЕ ИНДИКАТОРОВ ГИДРОЭКОСИСТЕМ (НА ПРИМЕРЕ АЗОВСЬКОГО МОРЯ)

В результате анализа различных подходов в области биоиндикации вод и гидроэкосистем отмечено перспективность ихтиологических показателей, которые целесообразно использовать как биоиндикативные на популяционном и ценотическом уровнях. На популяционном уровне перспективными для биоиндикации являются: размерное разнообразие особей популяции с использованием показателя вариации; размерно-весовая структура популяции с показателями средних многолетних данных длины или массы тела; половая структура с показателями увеличения или уменьшения доли особей одного пола; индивидуальная морфологическая изменчивость особей и число фенотипических отклонений. На ценотическом уровне как индикаторы целесообразно использовать: количество видов рыб, индексы разнообразия рыб с разным ступенем стено-, эврибионтности.

Ключевые слова: биоиндикация, ихтиоценозы, структура популяции, Азовское море, биоразнообразие

V. O. Demchenko

Taurian State Agrotechnical University, Melitopol, Ukraine

THE THEORETICAL AND PRACTICAL FEATURES OF FISH USING AS INDICATORS OF HYDROECOSYSTEM CONDITION ON THE SEA OF AZOV

At the research had been provides theoretical basis of using population and coenotic indicators as indicator of water condition. For Azov Sea have been proposed to use 5 performance indicators, which show the level of anthropogenic impact, dynamic of hydrological and hydrochemical changes. Therefore, necessity of development and testing these approaches in other basins of Ukraine.

Keywords: bioindication, ichthyocenoses, population structure, the Sea of Azov, biodiversity

Рекомендує до друку

Надійшла 25.02.2011

В.З. Курант

УДК 581.5:(581.19:582.26)

Н.І. КІРПЕНКО¹, Є.О. КУРАШОВ², Ю.В. КРИЛОВА³¹Інститут гідробіології НАН України
пр-т Героїв Сталінграду, 12, Київ 04210²Інститут озерознавства РАН
ул. Севаст'янова, 9, Санкт-Петербург 196105, Росія³Санкт-Петербурзький державний університет
Університетська наб., 7-9, Санкт-Петербург 199034, Росія

СКЛАД ЕКЗОМЕТАБОЛІТІВ ДЕЯКИХ ЗЕЛЕНИХ ВОДОРОСТЕЙ НА РІЗНИХ СТАДІЯХ РОСТУ

Експериментально показано, що склад позаклітинних метаболітів водоростей видоспецифічний, відрізняється за кількістю, співвідношенням і біологічною активністю компонентів і змінюється на різних стадіях зростання. Відмінності у складі екзометаболітів можуть обумовлювати різний алелопатичний ефект при взаємодії різноманітних представників альгофлори.

Ключові слова: водорості, фази росту, екзометаболіти, алелопатія

Виділення в процесі життєдіяльності різноманітних органічних речовин у водне середовище є нормальною фізіологічною функцією водоростей. Позаклітинним метаболітам представників альгофлори належить важливе місце в екологічному метаболізмі водойм. Ці сполуки відіграють трофічну роль, беруть участь у формуванні якості води, внаслідок біологічної активності впливають на склад та кількісні показники розвитку інших гідробіонтів [2, 3]. Водночас кількість і склад екзогенних метаболітів відзначаються видоспецифічністю, залежать від абіотичних чинників та фізіологічного стану водоростевих клітин. Закономірності формування пулу екзометаболітів водоростей досі остаточно не з'ясовані. Зокрема, недостатньо відомостей щодо зміни компонентного складу цих речовин на різних стадіях росту водоростей. В зв'язку з цим ми дослідили склад екзогенних метаболітних комплексів деяких зелених водоростей у логарифмічній та стаціонарній фазах росту їхніх культур.

Матеріал і методи досліджень

Дослідження проведені на альгологічно чистих культурах зелених водоростей *Chlorella vulgaris* Beijer., HPDP-119 і *Monoraphidium contortum* (Thur.) Kom.-Legn. IBASU-A 364. Культури вирощували в стерильних умовах на середовищі Фітцджеральда в модифікації Цендера й Горхема (23–26°C, освітлення лампами ДС 16 год. на добу з інтенсивністю 3,5 клк). У дослідях використовували культури на логарифмічній стадії росту (через 7 діб після пересіву на свіже середовище) та на стаціонарній стадії – *Chlorella vulgaris* після 30 діб і *Monoraphidium contortum* після 25 діб вирощування.

Для аналізу позаклітинних метаболітів культуральне середовище звільняли від клітинної маси водоростей фільтруванням через щільний паперовий фільтр. Розчинені речовини екстрагували гексаном з розрахунку 6 см³ гексану на 450-500 см³ культурального середовища. Гексан, як відомо, є універсальним розчинником для екстракції з водного середовища різноманітних органічних низькомолекулярних сполук.

Склад екзогенних метаболітів у гексанових екстрактах встановлювали на хромато-мас-спектрометричному комплексі TRACE DSQ II (Thermo Electron Corporation) з квадрупольним мас-аналізатором з використанням колонки Thermo TR-5ms SQC 15 м x 0,25 мм з фазою ID 0.25 мкм. Як газ-носіє використовували гелій. Мас-спектри знімали в режимі сканування по повному діапазону мас (30-580 m/z) у програмованому режимі температур з наступною послідовною обробкою хроматограм. Ідентифікацію речовин здійснювали з використанням бібліотек мас-спектрів «NIST-2005» і «Wiley». Кількісний аналіз виконували за допомогою внутрішніх стандартів декафлуоробензофенону, бензофенону та метилстеарату.

Результати досліджень та їх обговорення

Одержані результати підтверджують, що компонентний склад екзометаболітів водоростей відзначається видоспецифічністю. В середовищі *Chlorella vulgaris* у найбільшій кількості визначено насичені вуглеводні (10 сполук). Крім того ідентифіковано ароматичні сполуки, похідні карбонових кислот та один ненасичений вуглеводень (табл. 1).

В процесі росту культури склад позаклітинних метаболітів змінюється досить суттєво. Якщо на логарифмічній стадії ідентифіковано 16 речовин, то на стаціонарній – лише 11.

В міру старіння водоростей зникає більшість насичених вуглеводнів, в той час як ненасичена сполука 2,6-ди(т-бутил)-4-гідрокси-4-метил-2,5-циклогексادیєн-1-он зафіксована в середовищі і молодій, і старій культури. Незалежно від стадії розвитку *Ch. vulgaris* виділяє у зовнішнє середовище низку насичених нормальних та майже всі ідентифіковані ароматичні сполуки. Від фази розвитку *Ch. vulgaris* залежить обмін карбонових кислот, причому, якщо ефір масляної кислоти можна вважати ознакою молодій культури, оскільки надалі він зникає, то метиловий ефір пропанової кислоти та бензойна кислота з'являються лише у стаціонарній фазі і, отже, характеризують її старіння.

Таблиця 1

Склад екзометаболітів *Chlorella vulgaris* на логарифмічній (7 доба) та стаціонарній (30 доба) стадіях росту

№	Сполука	Формула	t _R	Логарифмічна стадія	Стаціонарна стадія
Карбонові кислоти та їх похідні					
1	1-пропілпентиловий ефір масляної кислоти	C ₁₂ H ₂₄ O ₂	13,08	+	-
2	2-метил-, 1-(1,1-диметилетил)-2-метил-1,3-пропанедиловий ефір пропанової кислоти	C ₁₆ H ₃₀ O ₄	17,62	-	+
Насичені вуглеводні та їх похідні					
1	3-метилен-нонан	C ₁₀ H ₂₀	3,13	+	-
2	1,2-диетил-3-метил-циклогексан	C ₁₁ H ₂₂	3,66	+	-
3	2,4,6-триметил-декан	C ₁₃ H ₂₈	4,00	+	-
4	4-(1,1-диметилетил)-циклогексанон	C ₁₀ H ₁₈ O	4,1	+	-
5	4-метил-тетрадекан	C ₁₅ H ₃₂	14,52	+	-
6	2-метил-гексадекан	C ₁₇ H ₃₆	19,12	+	-
7	Октакозан	C ₂₈ H ₅₈	42,7	+	+
8	Нонакозан	C ₂₉ H ₆₀	44,50	+	+
9	Триаконтан	C ₃₀ H ₆₂	46,84	+	+
10	Гентриаконтан	C ₃₁ H ₆₄	49,85	+	+
Ненасичені вуглеводні					
1	2,6-ди(т-бутил)-4-гідрокси-4-метил-2,5-циклогексادیєн-1-он	C ₁₅ H ₂₄ O ₂	14,74	+	+
Ароматичні сполуки					
1	1,3,5-триметил-бензен	C ₉ H ₁₂	3,61	+	+
2	Бензойна кислота	C ₇ H ₆ O ₂	6,82	-	+
3	Ізобутилфталат	C ₁₆ H ₂₂ O ₄	24,86	+	+
4	Дибутилфталат	C ₁₆ H ₂₂ O ₄	27,66	+	+
5	Моноетилгексилфталат	C ₁₆ H ₂₂ O ₄	38,91	+	+

На відміну від *Ch. vulgaris* серед екзометаболітів *Monoraphidium contortum* виявлено лише два насичених вуглеводні, водночас значно вища кількість ненасичених сполук (табл. 2).

У *M. contortum* число екзогенних метаболітів збільшувалося у стаціонарній стадії росту, причому відбувалось це за рахунок ароматичних та терпенових речовин. Як і у *Ch. vulgaris*, в стаціонарній фазі росту *M. contortum* в середовищі також з'явилася бензойна кислота, що свідчить про її можливу участь у процесах старіння і обмеження росту водоростей. Уповільнювати ріст водоростей можуть і терпенові сполуки, що також з'явилися в середовищі на стаціонарній стадії. Крім антифунгальних та інсектицидних властивостей монотерпен камфора, терпеноїд ювабін і дитерпен склареолід відзначаються також здатністю пригнічувати ростові процеси рослинних клітин [5, 6, 8]. Терпеноїди відзначаються різноманітною біологічною активністю, зокрема алелопатичною, при цьому деякі дослідники вважають, що більш активні вони по відношенню до прокаріот [4].

Таблиця 2

Склад екзометаболітів *Monoraphidium contortum* на логарифмічній (7 діб) та стаціонарній (25 діб) стадіях росту

№	Сполука	Формула	t _R	Логариф- мічна стадія	Стаціонар- на стадія
Терпенові сполуки					
1	Камфора	C ₁₀ H ₁₆ O	5,97	-	+
2	4-(1,5-диметил-3-оксогексил)- метиловий ефір 1-циклогексен-1- карбоксильної кислоти (ювабін)	C ₁₆ H ₂₆ O ₃	28,97	-	+
3	Склареолід	C ₁₆ H ₂₆ O ₂	29,69	-	+
Насичені вуглеводні					
1	1,2-диетил-3-метил-циклогексан	C ₁₁ H ₂₂	3,67	+	+
2	8-гексил-пентадекан	C ₂₁ H ₄₄	19,14	+	+
Ненасичені вуглеводні					
1	2,6-диметил-2-октен	C ₁₀ H ₂₀	3,11	+	-
2	9-метил-, (Z)-2-ундецен	C ₁₂ H ₂₄	5,36	+	+
3	3-метил-, (Z)-2-ундецен	C ₁₂ H ₂₄	7,21	+	-
4	2-бутил-1-октанол	C ₁₂ H ₂₆ O	9,38	+	-
5	2,6-ди(t-бутил)-4-гідрокси-4-метил- 2,5-циклогексادیєн-1-он	C ₁₅ H ₂₄ O ₂	14,74	-	+
Ароматичні сполуки					
1	Бензойна кислота	C ₇ H ₆ O ₂	6,82	-	+
2	Диетилфталат	C ₁₂ H ₁₄ O ₄	17,64	-	+
3	Дибутилфталат	C ₁₆ H ₂₆ O ₃	28,97	+	+

Екзогенні метаболіти водоростей беруть безпосередню участь у формуванні алелопатичних взаємовідносин між представниками альгоугруповань. Проте різні водорості відрізняються силою впливу на інші види. Крім того, численні дослідження алелопатичного взаємовпливу поки що не дають однозначної відповіді на питання про роль такого біологічного чинника, як фаза розвитку водоростей. Максимальний алелопатичний ефект різні дослідники спостерігали і на лаг-, і на логарифмічній та стаціонарній стадіях росту [2, 7], причому від фази росту залежить не тільки сила, але інколи і спрямованість ефекту взаємовпливу (пригнічення чи стимуляція) [1]. Одержані нами результати свідчать, що ці розбіжності можуть бути зумовлені різницею у складі діючих компонентів, які формують пул екзометаболітів. При цьому відмінності можуть спостерігатись не тільки для різних видів водоростей, але і на різних стадіях розвитку водоростевих популяцій.

Висновки

Склад позаклітинних метаболітів водоростей характеризується видоспецифічністю, відрізняється за кількістю, співвідношенням та ступенем біологічної активності компонентів і

змінюється на різних стадіях росту. Відмінності у складі екзометаболітів можуть зумовлювати різний алелопатичний ефект в разі взаємодії різних представників альгофлори.

1. Кирпенко Н. И. Рост и функционирование некоторых планктонных водорослей в условиях смешанного культивирования / Н. И. Кирпенко // Гидробиологический журнал. – 2005. – Т. 41, № 3. – С. 58–71.
2. Сакевич О. Й. Алелопатія в гідроекосистемах / О. Й. Сакевич, О. М. Усенко. – Київ : Ін-т гідробіології НАН України, 2008. – 342 с.
3. Сиренко Л. А. Биологически активные вещества водорослей и качество воды / Л. А. Сиренко, В. Н. Козицкая. – К.: Наук. думка, 1988. – 254 с.
4. Усенко О. М. Резистентність водоростей до біологічно активних речовин / О. М. Усенко, О. Й. Сакевич, О. В. Баланда. – К. : Логос, 2010. – 192 с.
5. Bohlmann J. Insect-Induced Terpenoid Defenses in Spruce / J. Bohlmann // Induced Plant Resistance to Herbivory. – Netherlands : Springer, 2008. – P. 173–187.
6. Chou Ch.-H. Introduction to allelopathy / Ch.-H. Chou // Allelopathy. A Physiological Process with Ecological Implications / eds. M. J. Reigosa, N. Pedrol, L. Gonzalez. – Netherlands : Springer, 2006. – P. 1–9.
7. Mulderij G. Differential sensitivity of green algae to allelopathic substances from *Chara*: Recent Developments in Fundamental and Applied Plankton Research / G. Mulderij, E. Van Donk, J. G. M. Roelofs. // Hydrobiologia. – 2003. – Vol. 491, № 1–3. – P. 261–271.
8. Sirikantaramas S. Mechanisms of resistance to self-produced toxic secondary metabolites in plants / S. Sirikantaramas, M. Yamazaki, K. Saito // Phytochem. Rev. – 2008. – Vol. 7. – P. 467–477.

Н.И. Кирпенко¹, Е.А. Курашов², Ю.В. Крылова³

¹Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

²Институт озерадения РАН, Санкт-Петербург, Россия

³Санкт-Петербургский государственный университет, Россия

СОСТАВ ЭКЗОМЕТАБОЛИТОВ НЕКОТОРЫХ ЗЕЛЕННЫХ ВОДОРΟΣЛЕЙ НА РАЗНЫХ СТАДИЯХ РОСТА

Экспериментальные результаты свидетельствуют, что состав внеклеточных метаболитов водорослей видоспецифичен, отличается по количеству, соотношению и биологической активности компонентов и изменяется на разных стадиях роста. Отличия в составе экзометаболитов могут обуславливать различный аллелопатический эффект при взаимодействии разных представителей альгофлоры.

Ключевые слова: водоросли, фазы роста, экзометаболиты, аллелопатия

N.I. Kirpenko¹, E.A. Kurashov², Yu.V. Krylova³

¹Institute of hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

²Institute of Lakes RAS, St.-Petersburg, Russia

³St.-Petersburg State University, Russia

COMPOSITION OF EXOMETABOLITES SOME GREEN ALGAE ON THE DIFFERENT STAGES OF GROWTH

Experimental results testify that composition of algal exogenous metabolites is species-specific, differing in quantity, relation and biological activity and changes on the different stages of growth. The distinction in exometabolites composition can determine a different allelopathic effect in interaction of some algal species.

Keywords: algae, growth stages, exometabolites, allelopathy

Рекомендує до друку

В.В. Грубінко

Надійшла 17.02.2011

СПЕЦИФІЧНІ ТА НЕСПЕЦИФІЧНІ РЕАКЦІЇ КЛІТИН ГІДРОБІОНТІВ НА ДІЮ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ ТА НАФТОПРОДУКТІВ

В статті проаналізовані основні специфічні та неспецифічні відповіді соматичних клітин водних рослин та тварин, а також участь мембранних структур у формуванні їх стійкості у стресових умовах, викликаних дією важких металів та нафтопродуктів у токсичних концентраціях. Обговорюється участь клітинних мембран у токсикорезистентності до токсикантів, які першими піддаються дії стресорів. Запропоновано використовувати виявлені специфічні та неспецифічні реакції в мембранних утвореннях як біомаркери токсичності.

Ключові слова: гідробіонти, токсичний стрес, вторинні концентричні мембрани, конгломерація, флюїдизація, фагоцитоз

Питання, пов'язані з вивченням стресових реакцій у гідробіонтів, є дуже важливими у зв'язку з розкриттям механізмів їх адаптації у постійно змінюваному середовищі існування та її ролі у забезпеченні участі водних організмів в популяційній динаміці гідроценозів, що визначає їх стійкість та функціональну успішність, наприклад участь у формуванні якості води [1, 10, 28]. По-перше, розвиток уявлень про реакції водних організмів на дію несприятливих факторів середовища становить науковий інтерес і дозволяє краще зрозуміти закономірності функціонування не лише гідробіонтів, але і всіх живих організмів, включаючи і людину; по-друге, має прикладне значення, оскільки виявлення тонких механізмів стійкості і адаптації організмів до несприятливих факторів середовища відкриває широкі перспективи для селекції організмів, використовуваних в аквакультурі, біотехнологій та фіторе mediaції [37].

Відомо, що стійкість і адаптація гідробіонтів до несприятливих факторів водного середовища визначається швидкістю формування і адекватністю реакції на діючий фактор захисних систем клітини у відповідь на стресові впливи, серед яких особливе місце займають клітинні мембрани, які є ключовими компонентами клітинного гомеостазу як при оптимальних умовах існування, так і в умовах стресу [5].

Біологічні мембрани – це утворення, які ізолюють вміст клітини від навколишнього середовища, але при цьому залишаються динамічними функціональними поверхнями, які швидко реагують на зміни в умовах існування. Мембрани є високоактивними у метаболічному відношенні структурами, на яких здійснюються численні фізіолого-біохімічні процеси, насамперед активне поглинання речовин, перетворення енергії, синтез АТФ, рецепція гормонів та інших біологічно активних речовин, сигнальна трансдукція тощо [15]. Крім того мембрани беруть участь у забезпеченні функціональної активності клітин при їх відповіді на дію стресорів, включно токсичних, як цілісні системи.

У зв'язку з цим актуальними є питання альтерації клітинних мембран за стресової дії. Насамперед, важливо проаналізувати як мембранну відповідь клітин на дію токсикантів, так і їх участь у клітинній реакції на них.

Уявлення про клітину, як біологічний тригер, дозволяє розмежувати специфічні та неспецифічні відповіді клітин. Вважають, що специфічними є будь-які зміни співвідношень характеристик на початку відповіді клітини в межах толерантної зони (норми реакції) [22, 29], а неспецифічною фізіологічною реакцією є сам акт перемикання (“катастрофа”) в новий стійкий стан (стрес) за запорогового рівня (сила і частота) дії фактора, тобто кардинальна перебудова системи [10].

У численних дослідженнях останніх десятиліть показано, що незалежно від природи впливу, відповідь організму на нього розвивається за деякою загальною схемою, що дозволяє

стверджувати про існування специфічної стресової реакції на зовнішні впливи [6]. До специфічної відповіді клітин на токсичний прес відносять: антиоксидантний статус, активність ферментів, наприклад, АТФ-аз, фосфатаз, гідролаз, ліпаз, пероксидне окиснення ліпідів, зміни жирнокислотного складу мембран, особливо співвідношення насичених і ненасичених форм, спрямованість енергетичних процесів тощо [39].

У стійкості рослин до дії токсикантів крім специфічних, важливу роль відіграють і неспецифічні реакції клітини, що виникають при дії специфічних і неспецифічних несприятливих факторів певного рівня дії [32]. Так, при хронічних токсичних впливах та високих концентраціях речовин, коли вичерпуються базові захисні ресурси в клітині, має місце спонтанне, генетично не детерміноване утворення неспецифічних явищ, що відбуваються в клітинах всіх організмів: неконтрольована проникність мембран [15], деполяризація мембранного потенціалу плазмалемми [7], вхід іонів кальцію в цитоплазму з клітинних стінок і внутрішньоклітинних компартментів (вакуоль, ендоплазматичної сітки, мітохондрій), закислення цитоплазми, активація актинових мікрофіламентів цитоскелету [26], надмірне поглинання кисню з одночасним порушенням його використання [27], прискорена витрата АТФ, хаотичний розвиток вільнорадикальних процесів [8, 9], посилення активності протонної помпи в плазмалемі з одночасним роз'єднанням окиснення і фосфорилування [13], утворення стресових білків [16], підвищення вмісту амінокислоти проліну і як наслідок структурно-функціональні модифікації білків [31] тощо.

Разом з тим, проблема полягає, насамперед, в ефективній характеристиці рецепції дії і передбачення можливого пошкодження неспецифічним фактором («сигналів лиха») на субклітинному та клітинному рівнях, які можуть забезпечити раннє попередження розвитку патологій в клітині та, в загальному, зниження продуктивності екосистем [10, 40]. Вищезазначені специфічні та неспецифічні відповіді є якісними і кількісними змінами в клітинах, що розвиваються у часі тривало, відображають стійкий патологічний стан клітин і у зв'язку з цим мало об'єктивні при здійсненні фізіолого-біохімічного моніторингу [1, 10]. Тому доцільно розглядати інші реакції клітин на стрес, які проявляються та ідентифікуються як миттєві відповіді і є об'єктивнішими маркерами стійкості клітин гідробіонтів до токсичного забруднення.

Метою статті було встановити специфічні та неспецифічні відповіді клітин водних організмів в залежності від природи, концентрації та терміну дії токсикантів.

Матеріал і методи досліджень

Матеріалом для дослідження було обрано водорість *Chlorella vulgaris* Beijer., вищі водні рослини *Elodea canadensis* Michx. і *Lemna minor* L. та ікру *Poecilia reticulata* Peter, 1860. Вибір цих об'єктів пов'язаний з еволюційним аспектом розвитку неспецифічних відповідей у одноклітинних та багатоклітинних організмів, як рослинного, так і тваринного походження.

Водорість культивували у середовищі Фітцджеральда в модифікації Цендера і Горхема №11 при температурі 22–25°C та освітленні лампами денного світла (2500 лк) протягом 16 год/доба [23]. Умови для культивування елодеї, ряски та ікри живородки: відстояна водопровідна вода, температура 20–24°C, освітлення аналогічне.

В експериментальних умовах у культуральне середовище додавали дизпаливо (Л-02-62, ГОСТ 305-82) у кількості 0,01 мл; 0,05; 0,1; 0,2; 0,3 мл, що становить 1 ГДК; 5; 10; 20; 30 ГДК відповідно, а також водні розчини солей $ZnSO_4 \cdot 7H_2O$ та $Pb(NO_3)_2$ в розрахунку на кількість іонів Zn^{2+} – 1,0 мг/дм³, 2,0 і 5,0 мг/дм³ та іонів Pb^{2+} – 0,1 мг/дм³, 0,2 та 0,5 мг/дм³, що відповідає 1 ГДК, 2 і 5 ГДК відповідно для водойм рибогосподарського призначення [14]. Відбір зразків біомаси гідробіонтів здійснювали на 1, 3, 7, та 14 добу експерименту за дії важких металів та на 14 добу за дії дизельного палива. Контролем слугували водні організми, вирощені в середовищі без додавання солей цинку, свинцю та дизпалива.

У дослідженні використовували виділені клітинні мембрани [30], отримані нами як описано раніше [19]. Неспецифічні і специфічні реакції спостерігали мікроскопічно, зафарбувавши клітинні мембрани “хлор–цинк–йод” реактивом, [34] порівняно з морфоструктурними показниками мембран клітин організмів, які перебували у нетоксичному середовищі (контроль).

Одержані результати оброблені з використанням методів варіаційної статистики [21].

Результати дослідження та їх обговорення

Мембрана є першим бар'єром на шляху зовнішніх стресорів, тому вона при цьому найбільш вразлива структура, що обумовлено взаємодією токсичних речовин з сайтами зв'язування, наприклад, сульфгідрильними групами, АТФ-азами, рецепторними фосфоліпідами мембран, ініціаторами вільнорадикальних та інших реакцій [11]. Внаслідок цього зміни в клітинних мембранах визначають метаболічний статус клітин і є одним із способів регуляції життєдіяльності організмів у стресових станах загалом [5].

Проти дії окремих стресорів у клітинних мембранах, як зазначалося, спостерігається низка базових механізмів формування стійкості, що дозволяють їй протистояти токсичному пресу за рахунок специфічних та неспецифічних відповідей.

На клітинному рівні нами виявлено, що при дії поверхнево активних речовин, насамперед нафтопродуктів, відбувається конгломерація клітин вищих водних рослин (рис. 1).

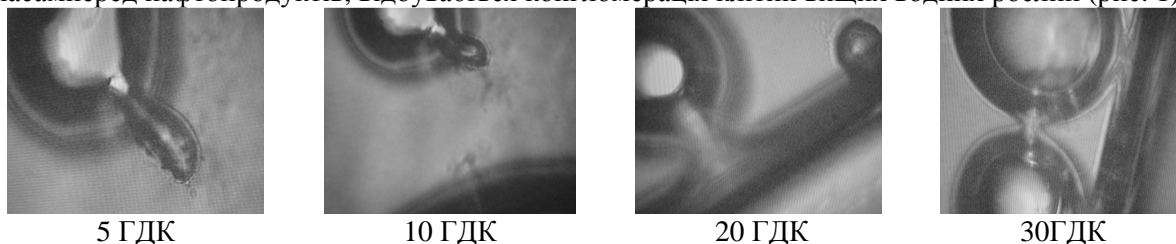


Рис. 1. Конгломерація клітин за дії дизельного палива на ряску (14 діб), x9000

Доцільність такої “поведінки” клітин зумовлена: обмеженням поверхні контакту з токсикантом, обміном між клітинами своїм внутрішньоклітинним середовищем, можливо навіть і органелами. Припускаємо, що в подібних умовах одна клітина виступає донором, а інша – реципієнтом.

На субклітинному рівні при впливі на клітини токсикантів в концентраціях, що відповідала пороговому рівню, вони переходять на новий метаболічний рівень, в новий дискретно-функціональний стан, який характеризується індукованим діючою речовиною синтезом вторинних концентричних мембран [19], які формують додаткову захисну систему, що сприяє нормалізації функціонального і метаболічного гомеостазу клітин за токсичного впливу і їх виживанню (рис. 2).

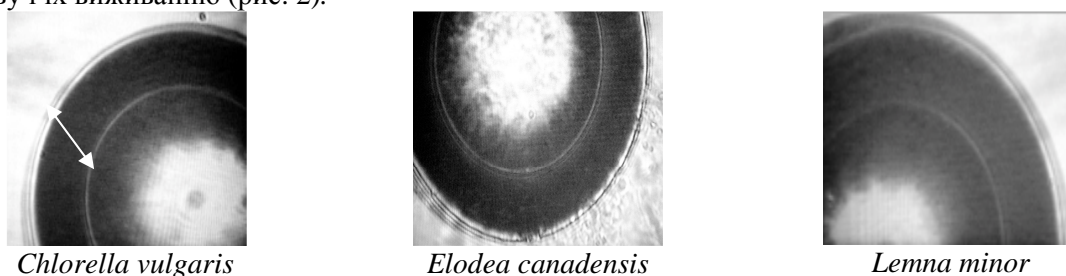


Рис. 2. Утворення вторинних концентричних мембран у клітинах водних організмів за дії іонів цинку (5 ГДК), x9000

Процес утворення подвійної концентричної мембранної системи у всіх рослин універсальний, що підтверджує загальнобіологічну природу виявленого явища, і відбувається він вже на першу добу дії стресорів незалежно від їхньої природи (біогенний цинк, токсичний свинець або дизельне паливо) [19].

Вважаємо, що система концентричних мембран є лише однією з обов'язкових ланок специфічної відповіді клітин на пошкодження і особливо важливою для клітин гідробіонтів. Припускаємо, що в основі мембранної адаптації до несприятливих факторів лежить гіперплазія ендоплазматичного ретикулума, а саме збільшення його кількості може супроводжуватися утворенням структур, які мікроскопічно часто видно як ділянки еозинофільної цитоплазми. Біохімічно доведено, що в структурах, сформованих гладким ендоплазматичним ретикулоном, збільшується вміст ферментів, відповідальних за детоксикацію [25].

Виявлене нами явище мультиплікації мембранної системи у клітинах водних рослин узгоджується з встановленою для деяких організмів здатністю їхніх клітин адаптуватися до дії стресових чинників за рахунок потовщення і мультиплікативної фрагментації клітинних мембран, наприклад, на ранній стадії аскоспорогенезу в *Arthroderma vanbreuseghemii* та *Arthroderma simii* [38, 42] і протягом дозрівання їхніх аск [41], у висушеному пилку *Pyrus communis* L. [44], при вирощуванні хлорели і мікрокока в радіоактивній за дейтерієм воді [24], і свідчить про його адаптивне значення як загальнобіологічного явища.

Цікавим є феномен руйнування первинної мембрани. Вважаємо, що в її основі лежить явище флюїдизації мембран, яке спостерігається також при гіпоосмотичному та високотемпературному стресах [43]. Ймовірно (рис. 3), що, чим товстіша вторинна концентрична мембранна, тим менша є первинна та більше в ній концентричних кругів розходження (розтікання) молекул ліпідів.

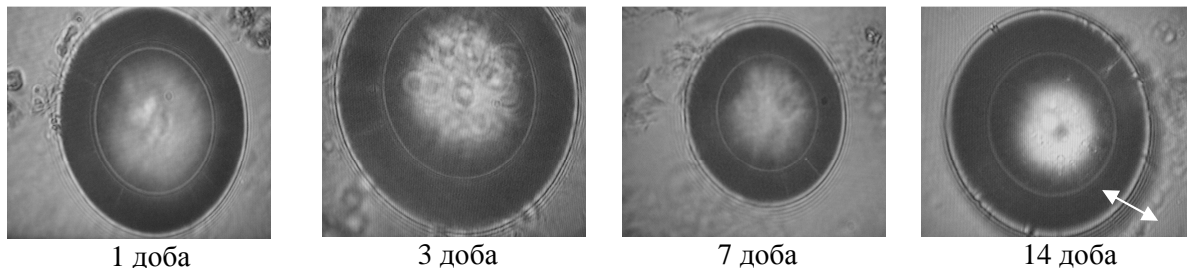


Рис. 3. Флюїдизація клітинних мембран у елодеї при токсичній дії іонів свинцю (5 ГДК), x9000

При цьому виникають питання: «вторинні концентричні мембрани: “Це нормальне явище чи аномалія? Яка подальша їх доля? Скільки їх може утворюватися?” На основі дослідження складу та функціональних параметрів цих мембран припускаємо, що вторинна мембранна – це повноцінна мембрана, яка функціонує як первинна. Насамперед, це впливає із ліпідного та білкового складу клітинних мембран, а також показників активності ферментів (АТФ-аз, лужної фосфатази), які стабілізуються після припинення токсичної дії до рівня контролю, або навіть вище показників контролю [17, 18]. Вважаємо, що у подальшому можливе утворення мультимембранної системи (рис. 4). Проте, наступні мембрани, скоріше за все, є неповноцінними, неспецифічними утвореннями і функціонують неефективно, можуть призвести до утворення патологічних структур, тому цьому процесу супутній апоптоз, який реалізується за рахунок зростання осмотичного тиску всередині клітині та розтріскування клітин.

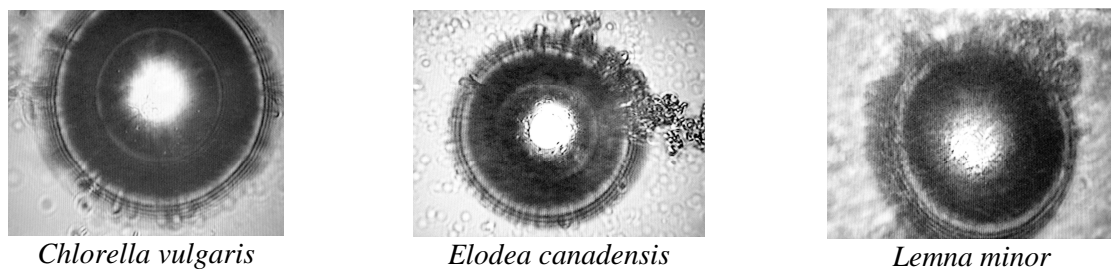


Рис. 4. Формування мультимембранної системи у процесі апоптозу клітин водних рослин за дії іонів свинцю в концентрації 5 ГДК (14 діб), x9000

У організмів вищого рівня організації апоптоз реалізується за участю фагоцитозу [33]. Найяскравіше це спостерігалось у дослідженнях на ікрі риб. На рис. 5 видно, що стійкіші, ще непошкоджені клітини (1), про що судили за товщиною мембран, фагоцитують аномальні клітини (2) з концентричними мембранами.

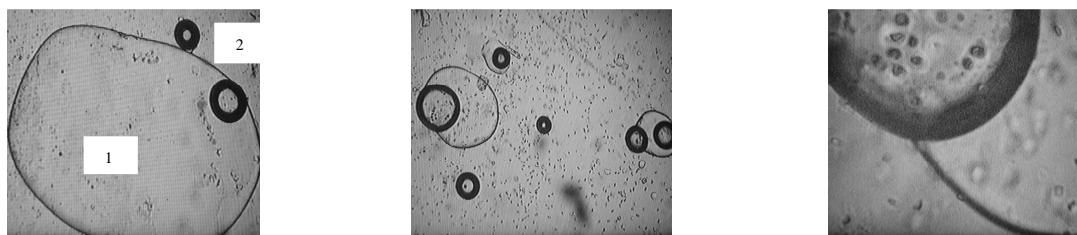


Рис. 5. Фагоцитоз аномальних клітин у ікри *Poecilia reticulata* Peter, 1860 за дії іонів свинцю 5 ГДК (7 діб); 1 – непошкоджені клітини; 2- аномальні клітини, х9000

В ході експерименту кількість аномальних клітин в полі зору мікроскопа, за тих самих умов збільшення, унаслідок фагоцитозу зменшується (рис. 6).



Рис. 6. Клітини ікри *Poecilia reticulata* Peter, 1860 за дії іонів свинцю 5 ГДК (7 діб), (1- клітини ікри на початку експерименту (1 доба дії іонів свинцю); 2- клітини ікри в кінці експерименту (7 діб дії іонів свинцю), х9000

У дослідженнях [35] показано, ключову роль у адаптації риб, відіграють макрофаги, клітини імунної системи, які перебувають у тканинах і порожнині тіла у стані спокою до необхідності їх «активації». Генерація активних форм кисню та активність ферменту кислої фосфатази – це два показники, які відображають активний статус макрофагів. В літературі зафіксовані дані, згідно яких розмір макрофагів та їх агрегати розглядають як біомаркери, характерні для модуляції неспецифічної імунної реакції при хронічному впливі та тривалішому часовому масштабі [36].

Розглянуті вище випадки спостерігаються при хронічних впливах токсикантів і у великих концентраціях, коли утворюється мультиплетний комплекс концентричних мембран. При короткотривалому впливі та допорогових їх концентраціях клітинні мембрани швидко репаруються, затягуються з відновленням функціональної активності, про яку можна судити за активністю мембранних АТФ-аз [17], що є маркерними ферментами клітинних мембран.

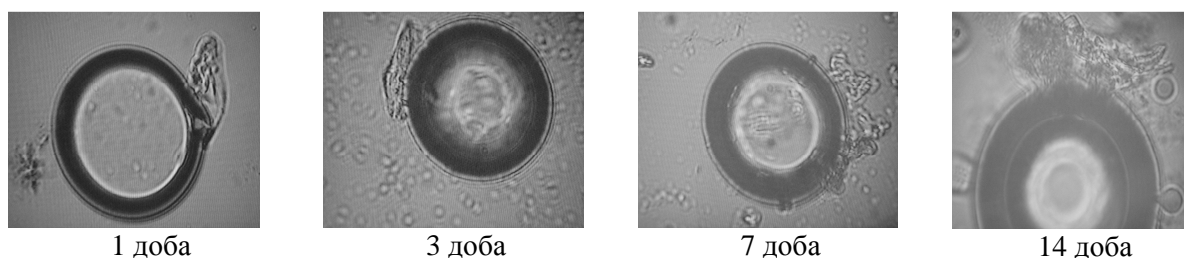


Рис. 7. Репарація клітинних мембран елодеї за дії іонів свинцю в концентрації 5 ГДК, х9000

Репарація клітинних мембран необхідна у зв'язку з порушенням їх структурної цілісності при стресових впливах. При цьому можуть утворюватися різноманітні зовнішні «нарости» на клітинних мембранах, які з часом зменшуються, а потім можуть зникати.

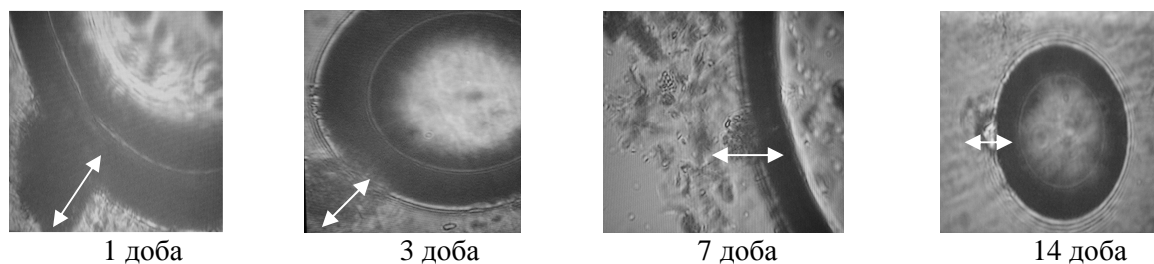


Рис. 8. Утворення зовнішніх “наростів” на клітинних мембранах у елodeї за дії іонів свинцю в концентрації 5 ГДК, $\times 90000$

В результаті зміни молекулярного складу компонентів мембран збільшується їх проникність, вихід з клітини речовин, порушується іонний баланс, що призводить до зворотнього виходу іонів калію з клітини і входу іонів натрію [32]. Суттєву роль у розвитку клітинних адаптаційних реакцій відіграє Ca^{2+} . Передбачається участь Ca^{2+} у генерації потенціалу дії у рослин, що може бути одним з механізмів передачі сигналу про стрес [31]. При різних несприятливих впливах у цитоплазмі значно зростає частка вільного кальцію, приводячи до деполаризації мембран і активації НАДФН-оксидази, в результаті чого відбувається посилення продукції АФК [20] і надалі збільшення проникності мембран, що призводить до масового виходу електролітів. Збільшення проникності мембран і гальмування H^+ -АТФ-ази ведуть до закислення цитоплазми [31]. Зниження рН цитоплазми сприяє активації гідролаз, більшість яких має оптимум рН у кислому середовищі. В цього результаті посилюється розпад полімерів, спрямованих, зокрема, на деполімерізацію макромолекул і, таким чином, на забезпечення необхідного у виниклих умовах пулу низькомолекулярних сполук: моносахаридів, амідів, амінокислот і поліамінів, карнозину, вільних жирних кислот і окислених похідних ненасичених жирних кислот, неорганічного фосфату і продуктів деградації аденоїнових нуклеотидів та інших сполук, які виконують різноманітні функції в клітині [2]. З одного боку ці процеси є необхідними у стресових умовах, а з іншого – клітина стабілізує фізіологічні функції. Як відомо, в клітині функціонують 4 основні буферні системи: карбонатна, фосфатна, білкова і метаболічна. При стресових впливах активізується комплекс ферментів зв'язування NH_3 кетокислотами, що сприяє підтриманню рН. Зв'язування лужних і кислотних еквівалентів у нейтральну форму – амінокислоти, насамперед глутаміну, зумовлене функціонуванням метаболічної системи, рН при цьому стабілізується [4, 12]. Припускаємо, що ще одним механізмом стабілізації рН є активація аквапоринів [3].

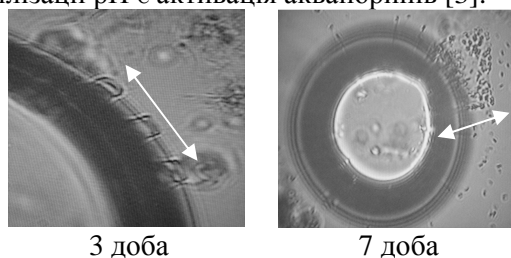


Рис. 9. Аквапорини у клітинах ряски за дії іонів свинцю в концентрації 5 ГДК, $\times 9000$

За рахунок подібного потоку молекул води та низькомолекулярних нейтральних сполук через ліпідний матрикс клітина відновлює свої фізіологічні функції.

Висновки

Отже, специфічні та неспецифічні реакції клітин гідробіонтів на стресові впливи значною мірою визначаються змінами зовнішніх мембран. Виявлений нами зв'язок між стійкістю гідробіонтів до різних стресорів і станом та функціями їх мембран дає можливість стверджувати, що стабільність клітинних мембран є інтегральним фактором забезпечення стійкості водних організмів до несприятливих умов середовища.

В даний час стає все більш зрозумілим, що суть специфічних та неспецифічних реакцій значною мірою зводиться до змін в мембранних утвореннях, які, в свою чергу, можуть

служувати біологічними маркерами стійкості клітин до токсикантів. Перевагою виявлених ефектів, що можуть розглядатися як біомаркерні, є їх рання ідентифікація та можливість спрогнозувати екологічну ситуацію не лише на клітинному, а й на організмовому, а потім і на популяційному рівнях, коли важливо швидко виявити і спрогнозувати наслідки забруднення. У зв'язку з цим, запропонований комплекс специфічних та неспецифічних реакцій клітин гідробіонтів відображає індуковані токсикантами ефекти на кількох рівнях біологічної організації.

1. *Арсан О. М.* Нова концепція в гідроекології — нові можливості системної оцінки негативних впливів на екосистеми / О. М. Арсан // Гидробиологический журнал. — 2010. — Т. 46, № 2. — С. 115–118.
2. *Барабой В. А.* Стресс: природа, биологическая роль, механизмы, исходы / В. А. Барабой. — Київ : Наукова думка, 2006. — 424 с.
3. *Блюма Д. А.* Аквапорины растений / Д. А. Блюма // Физиология и биохимия культурных растений. — 2006. — Т. 38, № 5. — С. 396–404.
4. *Боднар О. І.* Адаптивні властивості водоростей за дії іонів металів : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. біол. наук . Спец. “Гідробіологія” / О. І. Боднар. — Київ, 2008. — 22 с.
5. *Болдырев А. А.* Биологические мембраны и транспорт ионов / А. А. Болдырев. — М. : Изд-во Московского ун-та, 1985. — 207 с.
6. *Браун А. Д.* Неспецифический адаптационный синдром клеточной системы / А. Д. Браун, Т. П. Моженко. — Л. : Наука, 1987. — 232 с.
7. *Веселова Т. В.* Стресс у растений (Биофизический подход) / Т. В. Веселова, В. А. Веселовский, Д. С. Чернавский. — М. : РАН, 1993. — 144 с.
8. *Владимиров Ю. А.* Свободные радикалы в живых системах / Ю. А. Владимиров, О. А. Азизова, А. И. Деев // Итоги науки и техники. Биофизика. — М. : ВИНТИ, 1991. — 274 с.
9. *Владимиров Ю. А.* Перекисное окисление липидов в биологических мембранах / Ю. А. Владимиров, А. И. Арчаков. — М. : Наука, 1972. — 252 с.
10. *Гандзюра В. П.* Поняття шкодочинності в екології / В. П. Гандзюра, В. В. Грубінко // Наук. зап. Терноп. держ. пед. ун-ту ім. В. Гнатюка. Сер. Біологія. — 2007. — № 1 (31). — С. 11–31.
11. *Гродзинский Д. М.* Надежность растительных систем / Д. М. Гродзинский. — Київ : Наукова думка, 1983. — 386 с.
12. *Грубінко В. В.* Інтегральна оцінка токсичного ураження у біологічних системах / В. В. Грубінко // Наук. зап. Терноп. держ. пед. ун-ту ім. В. Гнатюка. Сер. Біологія. Спецвипуск “Гідроекологія”. — 2005. — № 3 (26). — С. 111–114.
13. *Гудвин Т.* Введение в биохимию растений. Т. 1 / Т. Гудвин, Э. Мерсер; под ред. В. Л. Кретовича. — М. : Мир, 1986. — 392 с.
14. *Давыдова С. Л.* Тяжелые металлы как супертоксиканты XXI века : Учебн. пос. / С. Л. Давыдова, В. И. Тагасов. — М. : МГУ, 2002. — 140 с.
15. *Ермаков Е. П.* Физиология растений / Е. П. Ермаков. — М. : Academia, 2005. — 247 с.
16. *Косаковская И. В.* Стресовые белки растений / И. В. Косаковская — К. : Институт ботаники им. Н. Г. Холодного НАН Украины, 2008. — 154 с.
17. *Костюк К. В.* Вплив важких металів на АТФ-азну активність у *Chlorella vulgaris* Beijer. / К. В. Костюк, В. В. Грубінко // Наук. зап. Терноп. держ. пед. ун-ту ім. В. Гнатюка. Сер. Біологія. — 2010. — № 1 (42). — С. 107–111.
18. *Костюк К. В.* Вплив іонів цинку, свинцю та дизельного палива на ліпідний склад мембран клітин водних рослин / К. В. Костюк, В. В. Грубінко // Вісник Львівського університету. Сер. Біологія. — 2010. — Вип. 54. — С. 257–264.
19. *Костюк К. В.* Структурна реакція клітинних мембран водних рослин на дію токсикантів / К. В. Костюк, В. В. Грубінко // Наук. зап. Терноп. держ. пед. ун-ту ім. В. Гнатюка. Сер. Біологія. — 2010. — № 4 (45). — С. 131–136.
20. *Кулинский В. И.* Активные формы кислорода и окислительные модификации макромолекул: польза, вред и защита / В. И. Кулинский // Соросовский образовательный журнал. — 1999. — № 1. С. 56–63.
21. *Лакин Г. Ф.* Биометрия / Г. Ф. Лакин. — М. : Высш. школа, 1990. — 352 с.
22. *Меерсон Ф. З.* Адаптация, стресс и профилактика / Ф. З. Меерсон. — М. : Наука, 1981. — 277 с.
23. *Методы физиолого-биохимического исследования водорослей в гидробиологической практике* / под ред. А. В. Топачевского. — Київ : Наукова думка, 1975. — 247 с.

24. Мосин О.В. О феномене клеточной адаптации к тяжелой воде [Электронный ресурс] / О. В. Мосин / Режим доступа: <http://www.gaudeamus.omskcity.com>
25. Патологическая анатомия и физиология / Ультраструктурная патология клетки [Электронный ресурс] / Режим доступа : <http://www.nedug.ru/library/doc.aspx?item=34099>.
26. Пахомова В.М. Основные положения современной теории стресса и неспецифический адаптационный синдром у растений / В. М. Пахомова // Цитология. – 1995. – Т. 37, Вып. 1-2. – С. 66–87.
27. Полевой В. В. Физиология растений / В. В. Полевой. – М. : Высшая школа, 1989. – 464 с.
28. Романенко В. Д. Основи гідрокології : підручник для студ. екол. і біол. спец. вищих навчальних закладів / В. Д. Романенко. – Київ : Обереги, 2001. – 728 с.
29. Уголев А. М. Принципы организации и эволюции биологических систем / А. М. Уголев // Журнал эволюционной биохимии и физиологии. – 1989. – Т. 25, № 2. – С. 215–233.
30. Финдлей Дж. Биологические мембраны. / Дж. Финдлей, У. Эванз. – М. : Мир; 1990. – 423 с.
31. Чиркова Т.В. Клеточные мембраны и устойчивость растений к стрессовым воздействиям / Т. В. Чиркова // Соросовский образовательный журнал. – 1997. – № 9. – С. 12–17.
32. Чиркова Т. В. Пути адаптации растений к гипоксии и аноксии / Т. В. Чиркова. – Л. : Изд-во ЛГУ, 1988. – 244 с.
33. Allen J.I., Moore M.N. Environmental prognostics / Is current use of biomarkers appropriate for environmental risk evaluation. Environ. Res. – 2004. – Vol. 58, № 1. – P. 227–232.
34. Broda B. Metody histochemii roslinnej / B. Broda. – Warszawa : Państwowy zakład wydawnictw lekarskich, 1971. – 255 p.
35. Broeg K. Acid phosphatase activity in liver macrophage aggregates as a marker for pollution-induced immunomodulation of the non-specific immune response in fish / K. Broeg // Helgoland Res. – 2003. – Vol. 57, № 1. – P. 166–175.
36. The use of fish metabolic, pathological and parasitological indices in pollution monitoring I. North Sea // Helgoland Res. – 1999. – Vol. 53, № 1. – P. 171–194.
37. Dibble J. T. Effect of environmental parameters on the biodegradation of oil sludge / J. T. Dibble, R. Bartha // Appl. Environ. Microbiol. – 1979. – Vol. 37, № 4. – P. 729–739.
38. Ito H. Fine structure in ascosporeogenesis of freeze-substituted *Arthroderma simii* / H. Ito, H. Hanyaku, T. Harada, S. Tanaka // Revista Iberoamericana de Micología (Bilbao, Spain). – 2000. – Ap. 699, E-48080. – P. 13–16.
39. Mehrle P. M. Biomarkers: Biochemical, Physiological, Histological Markers of Anthropogenic Stress / P. M. Mehrle, H. L. Bergmann. – Lewis : Boca Raton, FL, USA, 2002. – P. 211–234.
40. Moore M. N. Biological effects of contaminants: measurement of lysosomal membrane stability / M. N. Moore, D. Lowe, A. Koehler / ICES Tech. Environ. – 2004. – S. 31–36.
41. Tanaka S. Differentiation of the double membrane system during ascospore-maturation of *Arthroderma vanbreuseghemii* as revealed by periodic acid-alkaline bismuth staining / S. Tanaka, T. Fujigaki, S. Watanabe // Mycopathologia. – 1984. – Vol. 86, № 1. – P. 55–58
42. Tanaka S. Ultrastructure of the concentric membrane system in asci of *Arthroderma vanbreuseghemii* / S. Tanaka, T. Fujigaki, S. Watanabe // Sabouraudia. – 1982. – Vol. 20, № 2. – P. 127–136.
43. Thewke D. Transcriptional homeostatic control of membrane lipid composition / D. Thewke, M. Kramer, M. S. Sinensky // Biochem. Biophys. Res. Commun. – 2003. – Vol. 273 – P.1–4.
44. Tiwari S. C. In dry pear (*Pyrus communis* L.) pollen, membranes assume a tightly packed multilamellate aspect that disappears rapidly upon hydration / S. C. Tiwari, V. S. Polito, B. D. Webster // Protoplasma. – 1990. – Vol. 153, № 3. – P. 157–168.

К.В. Костюк, В.В. Грубинко

Тернопольский национальный педагогический университет им. Владимира Гнатюка, Украина
**СПЕЦИФИЧЕСКИЕ И НЕСПЕЦИФИЧЕСКИЕ РЕАКЦИИ КЛЕТОК ГИДРОБИОНТОВ НА
 ДЕЙСТВИЕ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ И НЕФТЕПРОДУКТОВ**

В статье проанализированы основные специфические и неспецифические ответы соматических клеток водных растений и животных, а также участие мембранных структур в формировании их устойчивости в стрессовых условиях, вызванных действием тяжелых металлов и нефтепродуктов в токсичных концентрациях. Обсуждается участие клеточных мембран в токсикорезистентности к токсикантам, которые первыми подвергаются действию стрессоров.

Предложено использовать обнаруженные специфические и неспецифические реакции в мембранных образованиях как биомаркеры токсичности.

Ключевые слова: гидробионты, токсический стресс, вторичные концентрические мембраны, конгломерация, флюидизация, фагоцитоз

K.V. Kostyuk, V.V. Grubinko

Volodymyr Hnatiuk Ternopil National Pedagogical University, Ukraine

SPECIFIC AND NONSPECIFIC CELLS AQUATIC ORGANISMS ANSWERS TO HEAVY METALS AND PETROLEUM

Main specific and nonspecific cells responses and membrane structures participation in formation of cells resistance in stress conditions, caused by heavy metals and petroleum products in toxic concentrations are analyzed. The cell membranes participation in adaptation to toxicants, which are first exposed to stressors, is discussed. Found specific and nonspecific reactions in membrane formation are proposed to use as biomarkers of toxicity.

Keywords: aquatic organisms, toxic stress, secondary concentric membranes, conglomeration, fluidization, phagocytosis

Рекомендує до друку

Надійшла 10.02.2011

Н.М. Дробик

УДК 577.34:595.111 (06)

Н.А. ПОМОРЦЕВА¹, Н.К. РОДИОНОВА², Д.И. ГУДКОВ¹

¹Институт гидробиологии НАН Украины

пр-т. Героев Сталинграда, 12, Киев 04210

²Институт экспериментальной патологии, онкологии и радиобиологии им. Р.Е. Кавецкого НАН Украины
ул. Васильковская, 45, Киев 03022

КЛЕТОЧНЫЙ СОСТАВ ПЕРИФЕРИЧЕСКОЙ КРОВИ КАРАСЯ ОБЫКНОВЕННОГО В ВОДОЕМАХ ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ ЗОНЫ ОТЧУЖДЕНИЯ

Приведены данные о состоянии основных клеточных параметров периферической крови у аборигенного вида карася обыкновенного *Carassius carassius* L. из наиболее загрязненных радионуклидами озер Чернобыльской зоны отчуждения. Проанализировано соотношение клеток эритроидного, лейкоцитарного и тромбоцитарного рядов крови, а также частоту возникновения нетипичных форм эритроцитов.

Ключевые слова: Чернобыльская зона отчуждения, водные экосистемы, рыбы, гематологические показатели

Кроветворная и иммунная системы рыб являются наиболее чувствительными к воздействию ионизирующего излучения. И. А. Шеханова (1980) приводит минимальные пороговые мощности поглощенной дозы для разных систем рыб: кроветворной – 0,0005–0,001 Гр/сут.; воспроизводительной – 0,002–0,005; эндокринной – 0,007–0,01; дыхательной – 0,03–0,05 Гр/сут. На основании длительных наблюдений [11] был сделан вывод о том, что среднегодовая доза для рыб, как одного из наиболее радиочувствительных компонентов водных экосистем, не должна превышать 0,04 Гр. Выше этого предела простирается зона, в которой проявляются разнообразные нарушения функций жизнедеятельности рыб. Сходные данные приводят Т.Г. Сазыкина и А.И. Крышев (2003), отмечая, что пороговым уровнем для появления первых

изменений в крови рыб и первых признаков снижения функционирования иммунной системы является мощность поглощенной дозы 0,0005–0,001 Гр/сут. с годовой дозой 0,05–0,2 Гр.

Радиобиологические исследования рыб водоемов Чернобыльской зоны отчуждения (далее Зона отчуждения) были ограничены в основном анализом морфометрических показателей, включая флуктуирующую асимметрию парных органов, а также оценкой состояния репродуктивной системы представителей ихтиофауны, в основном, водоема-охладителя ЧАЭС [1, 9]. При этом, кроветворная и иммунная системы остались вне внимания исследователей как для рыб водоема-охладителя ЧАЭС, так и других водоемов Зоны отчуждения, характеризующихся крайне низкими темпами самоочищения и повышенными хроническими дозовыми нагрузками на гидробионтов.

Основной целью представленных исследований было установление особенностей гематологических реакций у рыб Зоны отчуждения в условиях хронического радиационного воздействия и их зависимость от мощности поглощенной дозы.

Материал и методы исследований

Объектом исследований был карась обыкновенный *Carassius carassius* L. Сбор материала проводили в августе 2009 г. в озерах Глубокое и Азбучин, расположенные в ближней (10-километровой) Зоне отчуждения. Контролем служила рыба, отобранная в этот же период в Киевском водохранилище. Измерение удельной активности радионуклидов в тканях рыб, оценку мощности поглощенной дозы от инкорпорированных ^{90}Sr , ^{137}Cs , $^{238, 239, 240}\text{Pu}$ и ^{241}Am , а также гематологические исследования выполняли согласно методикам, изложенным в [2–4, 7, 12].

Результаты исследований и их обсуждение

Удельную активность основных дозообразующих радионуклидов ^{90}Sr и ^{137}Cs в рыбе исследуемых водоемов регистрировали в таких диапазонах: оз. Глубокое – ^{90}Sr – 660–29000 (10550) Бк/кг, ^{137}Cs – 2500–19000 (8640); оз. Азбучин – ^{90}Sr – 7000–139500 (26000), ^{137}Cs – 1800–13000 (4260) Бк/кг; Киевское водохранилище – ^{90}Sr – 1,2–16,5 (4,9), ^{137}Cs – 5,6–105,8 (43,5) Бк/кг. Таким образом, средние значения удельной активности основных радионуклидов в рыбе озер Зоны отчуждения на три порядка и более превышают аналогичные показатели для рыб Киевского водохранилища. Мощность поглощенной дозы от инкорпорированных радионуклидов отмечена на уровне 17 мкГр/час, 15, и 0,01 мкГр/час, соответственно, для рыб оз. Азбучин, оз. Глубокое и Киевского водохранилища. То есть, внутренняя доза облучения рыб, исследованных озер Зоны отчуждения, составляет около 0,4 мГр/сут. с годовой дозой 0,15 Гр. Если учитывать также внешнюю дозу облучения, которую рыбы получают в периоды нагула и зимовки, проводящие вблизи высокорadioактивных донных отложений, можно предположить, что суммарная мощность поглощенной дозы, согласно [13], будет приближаться к пороговому уровню, при котором проявляются негативные эффекты в репродуктивной системе рыб.

При проведении гематологических исследований установлено, что у карасей, обитающих в озерах Зоны отчуждения, при действии хронического ионизирующего излучения отмечаются значительные количественные и качественные изменения во всех ростках кроветворения. Отмечено, что у рыб из водоемов с высоким уровнем радионуклидного загрязнения содержание лейкоцитов и тромбоцитов существенно превышает уровень, выявленный у карасей Киевского водохранилища, а также наблюдается увеличенное содержание овальных форм тромбоцитов (табл. 1). Круглые и овальные тромбоциты различны по происхождению и дифференцированы функционально [3]. Типичным для рыб данного вида является тромбоцитопоз с образованием круглых тромбоцитов. Однако при развитии токсических заболеваний в потоке крови наряду с круглыми тромбоцитами встречаются и овальные [8]. Такое явление отмечено у личинок рыб с интоксикацией, сопровождающейся гемолизом эритроцитов. Выявленный лейкоцитоз в данном случае, очевидно, можно расценивать, как результат развития компенсаторно-приспособительной реакции кроветворения на действие низкодозового хронического ионизирующего излучения.

Таблиця 1

Количество лейкоцитов и тромбоцитов в расчете на 1000 эритроцитов в периферической крови карася обыкновенного, %.

Водоем	Тромбоциты		Лейкоциты
	круглые	овальные	
оз. Глубокое	6,4±2,4	1,8±1,2	43,7±4,5
оз. Азбучин	4,6±1,8	3,1±1,1	47,9±7,3
Киевское водохранилище	2,0±0,8	0,5±0,1	25,1±2,6

При анализе лейкограмм установлено, что лейкоцитоз у карасей из озер Зоны отчуждения обусловлен лимфоцитарной фракцией, причем наиболее высокие показатели регистрировали у карасей из оз. Азбучин (табл. 2). Обращает на себя внимание снижение процентного содержания клеток гранулоцитарного ряда кроветворения в периферической крови карася обыкновенного, обитающего в озерах Зоны отчуждения, по сравнению с рыбами Киевского водохранилища. При этом прослеживается определенная дозовая зависимость. Однако, учитывая тот факт, что абсолютное содержание лейкоцитов у карасей, отловленных в озерах Азбучин и Глубокое в 3,5 и 1,6 раза, соответственно, было выше, чем в рыбе Киевского водохранилища, можно говорить об отсутствии абсолютного снижения количества ранних генераций гранулоцитарного ряда. У рыб оз. Азбучин, наоборот, при мало отличающейся доле палочкоядерных (п/я) и сегментоядерных (с/я) нейтрофилов, их абсолютное число увеличено. В то время как у карасей, отловленных в оз. Глубокое, абсолютное число нейтрофильных гранулоцитов снижено, при относительном и абсолютном увеличении содержания псевдоэозинофильных и псевдобазофильных гранулоцитов.

Таблиця 2

Лейкограммы карася обыкновенного в водоемах с различным уровнем радионуклидного загрязнения, % (M±m).

Показатель	Водоем		
	оз. Глубокое	оз. Азбучин	Киевское в-ще
Молодые гранулоциты	12,0±6,6	5,6±0,8	19,8±7,0
Нейтрофилы (п/я)	1,2±0,6	2,0±0,5	4,1±2,6
Нейтрофилы (с/я)	0,7±0,3	1,2±0,2	1,3±1,2
Псевдоэозинофилы	4,7±1,7	1,1±0,3	5,4±3,1
Псевдобазофилы	3,9±1,4	0,2±0,1	2,1±1,2
Моноциты	0,7±0,3	0,3±0,2	1,3±0,2
Лимфоциты	74,4±9,2	84,5±4,4	60,5±6,3
Пенистые клетки	2,5±1,6	2,9±0,9	5,1±2,2

Выводы

Таким образом, увеличение содержания тромбоцитов (включая атипичные формы), лейкоцитоз за счет лимфоцитарной фракции, свидетельствуют о влиянии хронического радиационного воздействия на систему кроветворения рыб в озерах Зоны отчуждения. На данном этапе это влияние можно оценить как повышенную реактивность системы крови на повреждающее действие ионизирующего излучения, что в последующем не исключает ослабление компенсаторных механизмов и снижение адаптивных и приспособительных реакций организма рыб.

О значительном влиянии радионуклидного загрязнения водоемов на гемопоэз у рыб свидетельствуют и данные по исследованию состояния эритроцитарного звена периферической крови. В мазках крови отмечены аномалии в структуре зрелых эритроцитов – отсутствие ядер и ацентричное расположение ядер в клетке. У карасей из озер Азбучин и Глубокое количество эритроцитов с деформацией ядер составило, соответственно, 5,8±3,7% и 5,0±1,4%. В контрольном водоеме частота встречаемости эритроцитов с деформацией ядра была значительно ниже – 0,3±0,2%. Атипичная форма ядра эритроцитов у здоровых рыб, по данным ряда авторов, встречается с частотой до 0,4% [5, 6]. Увеличение частоты встречаемости эритроцитов с деформированным ядром (различные формы инвагинаций ядерной оболочки) оценивается как дегенеративные изменения клеток красной крови, возникающие в результате негативного воздействия факторов внешней среды на организм рыб.

1. Белова Н. В. Радиобиологический анализ белого толстолобика *Hypophthalmichthys molitrix* в водоеме-охладителе Чернобыльской АЭС в послеаварийный период. 1. Состояние воспроизводительной системы рыб перенесших аварию / Н. В. Белова, Б. В. Веригин, Н. Г. Емельянова. – М. : Вопросы ихтиологии. – 1993. – Т. 33, № 6. – С. 814–828.
2. Житенева Л. Д. Атлас нормальных и патологически измененных клеток крови рыб / Л. Д. Житенева, Т. Г. Полтавцева, О. А. Рубническая. – Ростов-на-Дону : Ростовское книжное издательство, 1989. – 111 с.
3. Житенева Л. Д. Тромбоциты рыб и других групп позвоночных / Л. Д. Житенева, Э. В. Макаров, О. А. Рудническая. – Ростов-на-Дону, 2003. – 63 с.
4. Иванова Н. Т. Атлас клеток крови рыб / Н. Т. Иванова. – М. : Легкая и пищевая промышленность, 1983. – 184 с.
5. Картина крови молоди кеты как индикатор загрязнения водоемов тяжелыми металлами / Межд. научн. кКонф. «Новые технологии в защите биоразнообразия в водных экосистемах», 27–29 мая 2002 г., Москва. – Москва, 2002. – 123 с.
6. Лугаськова Н. В. Видовая специфика цитогенетической стабильности рыб в условиях эвтрофного водоема / Н. В. Лугаськова. – М. : Экология. – 2003. – № 3. – С. 235–240.
7. Основные дозобразующие радионуклиды в рыбе зоны отчуждения Чернобыльской АЭС / Д. И. Гудков, А. Е. Кагрян, С. И. Киреев [и др.] – М. : Радиационная биология. Радиоэкология. – 2008. – Т. 48, № 1. – С. 48–58.
8. Серпунин Г. Г. Гематологические показатели адаптаций рыб : автореф. дисс. на соискание уч. степ. доктора биол. наук / Г. Г. Серпунин. – Калининград, 2002.
9. Рябов И. Н. Радиоэкология рыб водоемов в зоне влияния аварии на Чернобыльской АЭС / И. Н. Рябов. – М. : Товарищество научных изданий КМК, 2004. – 215 с.
10. Шеханова И. А. Радиоэкологические аспекты защиты поверхностных вод при мирном использовании ядерной энергии (Проблемы и задачи радиоэкологии животных). – М. : Наука, 1980. – С. 14–35.
11. Шеханова И. А. Радиоэкология рыб / И. А. Шеханова. – М. : Легкая и пищевая пром.-сть, 1983. – 204 с.
12. Handbook for assessment of the exposure of biota to ionising radiation from radionuclides in the environment / Eds. J. Brown, P. Strand, A. Hosseini, P. Børretzen. – Project within the EC 5th Framework Programme, Contract № FIGE-CT-2000-00102. – Framework for Assessment of Environmental Impact, 2003. – 395 p.
13. Sazykina T. G. Effects of ionizing radiation to aquatic organisms / T. G. Sazykina, A. I. Kryshev. // The EPIC database. Contributed Papers of the International Conference on the Protection of the Environment from the Effects of Ionizing Radiation, 6–10 October 2003, Stockholm, Sweden. – Stockholm, 2003. – P. 91–94.

Н.А. Поморцева¹, Н.К. Родіонова², Д.І. Гудков¹

¹Інститут гідробіології НАН України, Київ

²Інститут експериментальної патології, онкології та радіобіології ім. Р.Є. Кавецького НАН України, Київ

КЛІТИННИЙ СКЛАД ПЕРИФЕРИЧНОЇ КРОВІ КАРАСЯ ЗВИЧАЙНОГО У ВОДОЙМАХ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ

Наведено дані про стан основних клітинних параметрів периферичної крові у аборигенного виду карася звичайного *Carassius carassius* L. з найбільш забруднених радіонуклідами озер Чорнобильської зони відчуження. Проаналізовано співвідношення клітин еритроїдного, лейкоцитарного і тромбоцитарного рядів крові, а також частоту виникнення нетипових форм еритроцитів.

Ключові слова: Чорнобильська зона відчуження, водні екосистеми, риби, гематологічні показники

N.A. Pomortseva¹, N.K. Rodionova², D.I. Gudkov¹

¹Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

²R.E. Kavetsky Institute of Experimental Pathology, Oncology and Radiobiology of the NAS of Ukraine, Kyiv

CELLULAR PARAMETERS OF PERIPHERAL BLOOD OF THE CRUCIAN CARP IN WATER BODIES WITHIN THE CHERNOBYL EXCLUSION ZONE

The data about state of basic cellular parameters of peripheral blood of the aboriginal species the crucian carp *Carassius sarassius* L., dwelling in the lakes within the Chernobyl exclusion zone with highest levels of radioactive contamination, are resulted. The ratio of erythroid, leukocytic and thrombocytic blood cell groups as well as rate of atypical shape of red blood cells is analysed.

Рекомендує до друку

Надійшла 28.02.2011

В.З. Курант

УДК [(579.68:546.17):58.083](285.3)

Е.В. СТАРОСИЛА, Г.Н. ОЛЕЙНИК

Інститут гідробіології НАН України
пр-т Героев Сталинграда, 12, Київ 04210

МЕТАБОЛИЧЕСКИ АКТИВНЫЕ КЛЕТКИ БАКТЕРИОПЛАНКТОНА, ОПРЕДЕЛЕННЫЕ *in situ* МЕТОДАМИ

Исследовали метаболическую активность бактериопланктона водоемов дендропарка “Александрія” (м. Белая Церковь) и рыбных прудов Белоцерковской гидробиологической экспериментальной станции Института гидробиологии НАН Украины. Установлен процент клеток, которые содержат нуклеоид и реплацированную ДНК (готовых к делению), а также клеток с неповрежденной цитоплазматической мембраной (живых) и бактерий с активным транспортом электронов. Установлено, что концентрация минерального азота около 1 г N/дм³ влечет повреждение цитоплазматической мембраны клеток бактериопланктона.

Ключевые слова: клетки с нуклеоидом, клетки с реплицированным нуклеоидом, состояние цитоплазматической мембраны бактерий, бактерии с активным транспортом электронов, методы *in situ*

Разработка и введение в практику гидромикробиологических исследований прямых методов изучения сообществ микроорганизмов *in situ* позволили давать не только детальную характеристику морфологических свойств бактерий, но и изучить жизнеспособность и метаболизм на уровне клеток в естественных условиях местообитания.

На протяжении последней четверти века оценка бактерий как важного биологического компонента в водных экосистемах подвергалась изменениям. Стимулирование этого процесса происходило благодаря внедрению метода прямого подсчета микроорганизмов, оценкам бактериального обилия и активности бактериальных сообществ [7, 9]. Сегодня для того, чтобы понимать экологию микробиологических сообществ *in situ* необходима информация о принадлежности и активности индивидуальных клеток бактерий. Поэтому значительная часть достижений недавних исследований сфокусирована на развитии новых методов и подходов, которые позволяют оценить активность индивидуальной бактерии.

Метаболическую активность и физиологический статус бактерий до второй половины XX века изучали, выделяя штаммы бактерий на различные питательные среды. Посевы проб воды, перифитона и бентоса на жидкие и твердые лабораторные среды не позволяли культивировать значительную часть бактерий, что приводило к искажению получаемых данных не только о численности, биомассе, морфологии, но и о метаболизме микроорганизмов [2, 7, 9]. Выращивание микроорганизмов на питательных средах или добавление питательных субстратов к исследуемым пробам, а также высокий температурный режим часто приводят к изменениям метаболической активности бактериальных клеток по сравнению с их активностью *in situ* [5, 8]. До сих пор исследование активности бактерий остается значительной методологической проблемой. Поэтому полученные результаты при использовании единичных методов могут давать скорее относительную, чем абсолютную информацию. Для получения информации о физиологическом статусе индивидуальной клетки в бактериальном сообществе *in situ* и в лабораторных исследованиях сегодня в микробиологической экологии используют различные приборы, методы хранения и транспортирования проб, фиксаторы, специфические красители, полимеразные цепные реакции (ПЦР) и определенные стартеры. Для получения более полной оценки состояния микроорганизмов тестирование жизнеспособности

индивидуальных клеток бактерий и их метаболической активности в морских, солоноватых и пресноводных экосистемах (вода, донные отложения и обрастания), а также вытяжках из почв, необходимо проводить при помощи комбинирования различных методов [2, 4, 5, 7–9].

Важными признаками экологического функционирования бактерий в экосистемах являются наряду с численностью, биомассой, морфологическими и размерными параметрами бактерий, также такие физиологические показатели как дыхательная деятельность бактерий, состояние цитоплазматической мембраны, клетки с неповрежденным нуклеоид и находящиеся на стадии деления [2–5, 8, 9, 12].

В данной статье представлены результаты исследований метаболически активных индивидуальных клеток бактериопланктона (состояние цитоплазматической мембраны бактерий, клетки с активными центрами переноса электронов, содержащие нуклеоид и находящиеся на стадии деления) с использованием различных *in situ* методов в экстремально загрязненных неорганическим азотом водоемах.

Материал и методы исследований

Исследования проводили на водоемах, загрязненных неорганическим азотом, расположенных на территории парка «Александрия» (г. Белая Церковь), рыбоводных прудах Белоцерковской экспериментальной гидробиологической станции (БЭГС) Института гидробиологии и участке реки Рось в районе БЭГС. В подземных загрязненных водах в месте их поступления в пруд № 2 содержание аммонийного азота составляло 1200–1400 мг N/дм³. В пруду № 2 концентрация N_{неорг} колебалась в пределах 97,7–667,8 мг N/дм³. В нижней части следующего в каскаде паркового пруда № 3 содержание N_{неорг} находилось в пределах 54,0–74,4 мг N/дм³. Этот пруд является водоисточником для двух загрязненных «опытных» (№№ 21, 23) рыбоводных прудов БЭГС, поэтому концентрация неорганического азота в их воде была 24,4–60,8 мг N/дм³. В третьем «контрольном» (№ 30) рыбоводном пруду, снабжающемся водой из р. Рось, концентрация N_{неорг} не превышала 0,44 мг N/дм³ [1] (рис. 1).

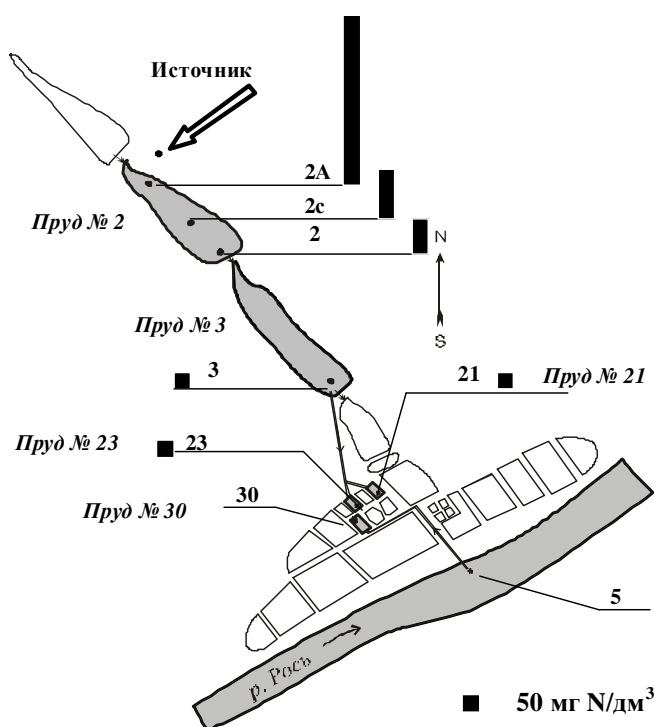


Рис. 1. Схема прудов, станции отбора проб и концентрация неорганического азота в воде [1]:

ст. 2А — 348,7–667,8 мг N/дм³; ст. 2с — 142,5–180,0 мг N/дм³; ст. 2 — 97,7–212,2 мг N/дм³; ст. 3 — 54,0–74,4 мг N/дм³; ст. 21 — 24,4–55,4 мг N/дм³; ст. 23 — 33,0–60,8 мг N/дм³; ст. 30 — 0,44 мг N/дм³; ст. 5 — до 0,29 мг N/дм³.

Численность бактериопланктона, процент клеток с реплицированным нуклеоидом, состояние цитоплазматической мембраны бактерий и клетки с активными центрами переноса электронов определяли методом прямого микроскопирования, окрашивая препараты согласно с [7–10, 12]. Окрашенные препараты изучали при использовании эпифлуоресцентного микроскопа BX-41 (Olympus) и системы автоматического анализа изображения MultiScan [11].

Результаты исследований и их обсуждение

В зависимости от сезона и станции отбора проб клетки с нуклеоидом в бактериопланктоне составляли от 10% до 82% общего количества бактерий. Порядок значений, как и разброс данных, характерен для многих водных экосистем [3, 6, 8]. Установлено, что в парковых прудах содержание в бактериопланктоне клеток с нуклеоидом, было в 4 раза ниже, чем в рыбоводных «опытных» и «контрольном». Это обусловлено различным качественным составом органического вещества, которое в парковых прудах представлено продуктами деструкции листового опада и малочисленных макрофитов, а в рыбоводных прудах — метаболитами фито-, зоо- планктона и рыб. При снижении содержания неорганического азота в бактериопланктоне отмечен прирост доли клеток с нуклеоидом, но между этими показателями не установлено четкой зависимости.

Доля клеток с реплицированным нуклеоидом (потенциально готовых к делению или делящихся клеток) составляла от 0,6% до 28,2% численности бактериопланктона и была значительно ниже, чем клеток с нуклеоидом. Это явление подтверждают и другие авторы [9]. Минимальное содержание клеток, находящихся на стадии деления, установлено в бактериопланктоне парковых прудов, характеризующихся редуцированной трофической цепью. А в бактериопланктоне рыбоводных прудов с интенсивным развитием зоопланктона их количество было в 5,2 раз выше. Активный пресс зоопланктона на бактериальное сообщество способствовал делению и ускорению темпа размножения индивидуальных клеток.

В бактериопланктоне клетки с неповрежденной цитоплазматической мембраной составляли от 7,0% до 64,5%. Зафиксировано повреждающее действие высокой концентрации неорганического азота на цитоплазматическую мембрану бактерий. Так, при содержании $N_{\text{неорг}}$ около 1 г N/дм^3 клетки с неповрежденной мембраной в бактериопланктоне составляли только 7%. При концентрации неорганического азота в воде до $0,2 \text{ г N/дм}^3$ доля таких клеток повышалась в 9,2 раза.

Определение клеток с активным транспортом электронов осуществляли в летний период. Среди обработанных проб воды содержание в бактериопланктоне клеток с активным транспортом электронов распределялось следующим образом. В наиболее загрязненном пруду № 2 процент этих клеток составлял 9,6–14,3, в пруду № 3 — 9,2, в «опытных» и «контрольном» рыбоводных прудах соответственно — 3,7–9,4 и 10,8, в р. Рось — 16,4% численности бактериопланктона.

Данные, полученные при изучения метаболически активных клеток бактериопланктона исследованных прудов различными методами *in situ*, показали, что порядок значений, как и разброс данных, характерен для многих водных экосистем.

Выводы

Результаты изучения цитохимическими методами метаболически активных клеток в бактериопланктоне свидетельствуют об относительно невысоком содержании в нем последних. Это совпадает с данными литературы, которые утверждают, что в природной воде менее 20% бактерий являются строго метаболически активными (то есть клетки активнодышащие, с неповрежденной цитоплазматической мембраной, содержащие нуклеоид), хотя их количество может увеличиваться при поступлении в воду питательных веществ, изменении температуры, в результате пресса простейших и т.п. [8, 9]. Это связано с тем, что при формировании условий (назовем их «оптимальными»), отличных от условий *in situ*, «бездействующие» (неактивные, спящие) клетки бактерий становились активными.

1. Динаміка гідрохімічного режиму каскаду водойм дендропарку «Олександрія» (м. Біла Церква) при надходженні неорганічних форм азоту з джерельними водами / Ю. Г. Крот, Т. Я. Киризія, Г. Б. Бабіч [та ін.] // Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біологія. – 2005. – Т. 25, № 1-2. – С. 102–109.
2. Головлев Е. Л. Другое состояние неспорулирующих бактерий (обзор) / Е. Л. Головлев // Микробиология. – 1998. – Т. 67, № 6. – С. 725–735.
3. Копылов А. И. Характеристика различных биотопов Рыбинского водохранилища по общей численности и количеству бактерий, содержащих нуклеоиды / А. И. Копылов, Д. Б. Косолапов // Микробиология. – 1998. – Т. 67, № 6. – С. 859–864.

4. Косолапов Д. Б. Определение содержания активных клеток в бактериопланктоне Рыбинского водохранилища с помощью 5-циано-2,3-дифосфотетразолия: сравнение с другими методами / Д. Б. Косолапов, А. И. Копылов // Микробиология. – 2001. – Т. 70, № 5. – С. 687–693.
5. Choi J. W. Dead or alive? A large fraction of ETS-inactive marine bacterioplankton cells, as assessed by reduction of CTC, can become ETS-active with incubation and substrate addition / J. W. Choi, B. F. Sherr, E. B. Sherr // Aquatic Microbiol. Ecol. – 1999. – Vol. 18. – P. 105–115.
6. Choi J. W. Relation between presence-absence of a visible nucleoid and metabolic activity in bacterioplankton cells / J. W. Choi, E. B. Sherr, B. F. Sherr // Limnol. Oceanogr. – 1996. – Vol. 41, № 6. – P. 1161–1168.
7. Hobbie J. E. Use of nucleopore filters for counting bacteria by fluorescence microscopy / J. E. Hobbie, R. J. Daley, S. Jasper // Appl. Environ. Microbiol. – 1977. – Vol. 33, № 3. – P. 1225–1228.
8. Metabolically active bacteria in Lake Kinneret / T. Berman, B. Kaplan, S. Chava [et al.] // Aquatic Microbiol. Ecol. – 2001. – Vol. 23. – P. 213–224.
9. Methods in microbiology / Ed. J. H. Paul. – USA: Academic Press, 2001. – Vol. 30. – 657 p.
10. Porter K. G. The use of DAPI for identifying and counting aquatic microflora / K. G. Porter, Y. S. Feig // Limnol. Oceanogr. – 1980. – Vol. 25, № 5. – P. 943–948.
11. Świątecki A. Zastosowanie wskaźników bakteriologicznych w ocenie jakości wód powierzchniowych / A. Świątecki. – Olsztyn : Wyższa szkoła pedagogiczna, 1997. – 106 s.
12. Zweifel U. L. Total count of marine bacteria include a large fraction of non-nucleoid-containing bacteria (ghosts) / U. L. Zweifel, A. Hagström // Appl. Environ. Microbiol. – 1995. – Vol. 65. – P. 2180–2185.

Є.В. Старосила, Г.М. Олійник

Інститут гідробіології НАН України, Київ

МЕТАБОЛІЧНО АКТИВНІ КЛІТИНИ БАКТЕРІОПЛАНКТОНУ, ВИЗНАЧЕНІ *in situ* МЕТОДАМИ

Досліджено метаболічну активність бактеріопланктону водойм дендропарку “Олександрія” (м. Біла Церква) та рибних ставів Білоцерківської гідробіологічної експериментальної станції Інституту гідробіології НАН України. Встановлено частку клітин, які містять нуклеоїд та репліковану ДНК (готові до поділу), а також клітин з неушкодженою цитоплазматичною мембраною (живих) і бактерій з активним транспортом електронів. Встановлено, що концентрація мінерального азоту близько 1 г N/дм³ спричиняє ушкодження цитоплазматичної мембрани клітин бактеріопланктону.

Ключові слова: клітини з нуклеоїдом, клітини з реплікованим нуклеоїдом, стан цитоплазматичної мембрани бактерій, бактерії з активним транспортом електронів.

Iev.V. Starosyla, G.N. Olejnik

Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

METABOLIC ACTIVE CELLS BAKTERIOPLANKTON, DEFINED BY *IN SITU* METHODS

Metabolic activity bacterioplankton of ponds cascade of dendropark "Alexandria" (Bila Tserkva) and fish-breeding ponds system is carried out. It is established percent of cages which nucleoid-visible cells and cells of replication DNA (ready to division), and also cages with intact cell membranes (live) and bacteria with ETS-active (active electron transport system) cells. It is defined, that concentration of mineral nitrogen nearby 1 g N/l causes damage to cells membrane integrity of bacterioplankton

Keywords: nucleoid-visible cells, cells of replication DNA, intact cell membranes, with ETS-active cells

Рекомендує до друку

В.В. Грубінко

Надійшла 16.02.2011

ЕКОЛОГІЯ

УДК 574.583:574. 628.1

Т.В. АНДРУСИШИН

Тернопільський національний педагогічний університет ім. Володимира Гнатюка
вул. М. Кривоноса, 2, Тернопіль 46027, Україна

БІОГЕННІ ВАЖКІ МЕТАЛИ У ВОДІ, ДОННИХ ВІДКЛАДАХ ТА ПРИБЕРЕЖНИХ ҐРУНТАХ РІЧКИ ЗБРУЧ

Наведено результати дослідження вмісту цинку, мангану, феруму, купруму у воді, донних відкладах і прибережних ґрунтах річки Збруч (біля м. Волочиськ Хмельницької області) протягом року. Виявлено високий вміст металів в ґрунтах і донних відкладах взимку і ранньою весною. Для цинку у донних відкладах та прибережних ґрунтах взимку і ранньою весною встановлено перевищення значення ГДК. Протягом вегетаційного періоду спостерігається зменшення вмісту важких металів в абіотичних компонентах гідро екосистеми у зв'язку з їх накопиченням організмами. Восени (з вересня) вміст металів зростає у воді (близько ГДК), що пов'язуємо з її надходженням внаслідок відмирання біоти.

Ключові слова: важкі метали, концентрація, вміст, абіотичні компоненти

У водному середовищі постійно відбувається міграція хімічних елементів, що відіграє виключно важливу роль у життєдіяльності гідробіонтів [5, 7, 10]. Деякі важкі метали (ВМ) – біогенні – забезпечують протікання фізіологічних процесів, беручи участь у ключових біохімічних реакціях, що відбуваються у організмах. Поряд із цим, при перевищенні гранично допустимих концентрацій (ГДК) важкі метали є небезпечними токсикантами [14].

Малий колообіг металів у водоймі здійснюється завдяки переходу з однієї форми в іншу (вільні з зв'язані форми) в системі біота – абіотичні компоненти водойм (вода, донні відклади – ДВ, прибережні ґрунти – ПГ), тому вміст металів в їх складі є як показником їх забруднення, так і рухливості (трансформації) у водних екосистемах [6]. За цими показниками оцінюють їх реальний екологічний стан, адже вода є первинною ланкою потрапляння забруднювачів у водні екосистеми, а донні відклади і прибережні ґрунти їх депонують, забезпечуючи таким чином і детоксикацію, і пролонгацію забруднення природних вод, при певних умовах виступаючи джерелом вторинного забруднення води [5, 7, 10]. Саме тому у моніторингу стану абіотичних компонентів водних екосистем доцільним є комплексна оцінка вмісту форм ВМ у окремих компонентах гідроекосистем в часовій динаміці.

Метою дослідження було визначення вмісту домінуючих у досліджуваній гідроекосистемі ВМ – цинку, маргану, феруму, купруму у воді, донних відкладах і прибережних ґрунтах протягом року.

Матеріал і методи досліджень

Об'єктом дослідження була ділянка річки Збруч поблизу м. Волочиськ Хмельницької області [9]. Дослідження охоплюють період з квітня 2009 р. до березня 2010 р.

Для визначення вмісту Zn, Mn, Fe та Cu проби води відбирали з поверхневого горизонту водойм, а проби донних відкладів та прибережних ґрунтів – на глибині близько 50 см. [3]. Воду фільтрували через мембранний фільтр з розміром пор 0,45 мкм, концентрували у 10 разів і визначали вміст ВМ. Спалювання та підготовку для аналізу зразків донних відкладів та

прибережних ґрунтів здійснювали за методикою Мур Дж. В., Рамамурті С. в модифікації, описаній в [7, 11]. Визначали вміст ВМ методом атомно-абсорбційної спектрофотометрії на спектрофотометрі С-115 при довжинах хвиль, що відповідали максимуму поглинання кожного з досліджуваних металів.

Статистичне опрацювання одержаних даних здійснювали згідно [4].

Результати досліджень та їх обговорення

Цинк. Метал є біологічно активним мікроелементом, що впливають на ріст та розвиток організмів [12].

Вміст цинку у воді навесні був найвищим (рис.1), поступово знижувався, а мінімальний показник зафіксовано у вересні. Протягом зимових місяців вміст цинку зменшився настільки, що було виявлено лише його сліди. Вміст цинку у воді не перевищує значення ГДК_{риб-госп.} [1].

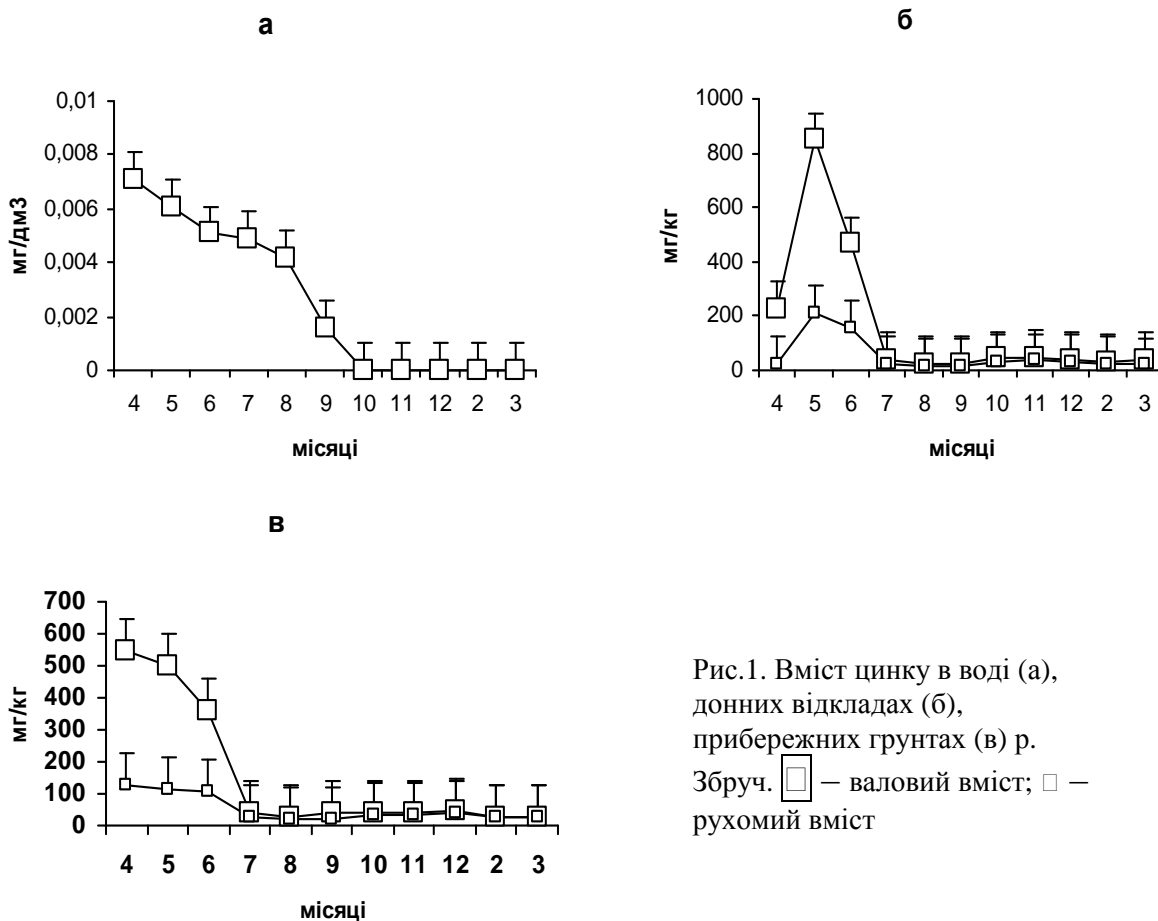


Рис.1. Вміст цинку в воді (а), донних відкладах (б), прибережних ґрунтах (в) р. Збруч. – валовий вміст; – рухомий вміст

Навесні, особливо у травні, загальний вміст цинку у донних відкладах був дуже високим. Наступні чотири місяці характеризуються значним зниженням концентрації Zn до найнижчого показника у вересні. Надалі спостерігається підвищення вмісту металу у жовтні-листопаді, зниження у грудні-лютому та деяке зростання у березні. Найбільше валового вмісту цинку зафіксовано у травні. ГДК цинку [14] перевищено у квітні, травні і червні у 2,29, 8,48, 4,66 разів відповідно.

Рухомий вміст цинку у квітні, на відміну від загального, був невисоким, а вже у травні-червні різко підвищився. Подібно з загальним вмістом, відбувається зменшення його вмісту протягом липня-вересня та збільшення у жовтні-листопаді. Наступні три місяці характеризуються поступовим зниженням вмісту цинку у донних відкладах р. Збруч. Максимальний і мінімальний показники – у травні та вересні відповідно. ГДК перевищено в травні і червні у 2,14, 1,59 раза відповідно [14].

Загальний вміст цинку у прибережних ґрунтах найвищим був у квітні, наступні місяці характеризуються його зниженням аж до серпня. У вересні-жовтні має місце деяке підвищення концентрації Zn, у листопаді – незначне зниження та зростання у грудні. Надалі вміст цинку у

прибережних ґрунтах знижується до мінімального показника у березні. Перші три місяці дослідження характеризуються перевищенням ГДК [14] у 5,46, 4,99 та 3,62 рази.

Динаміка рухомого вмісту цинку повністю ідентична динаміці загального, аналогічно спостерігається і перевищення ГДК [14] у квітні, травні і червні у 1,27, 1,13 та 1,08 рази.

Отже, вміст цинку у всіх досліджених компонентах водної екосистеми найвищий у ранньовесняні місяці, після чого поступово знижується у ґрунтах та донних відкладах до середини літа (липень), а у воді – до осені (жовтень): у воді – у 70 разів; у донних відкладах – у 22 рази; у ґрунтах – у 21 раз. З закінченням зими та настанням весни вміст металів (як валовий, так і рухомий) знову зростає. Співпадання зменшення вмісту металів у всіх абіотичних компонентах гідроценозів з динамікою розвитку біотичної компоненти (організмів) та накопичення в воді органічних речовин може свідчити про активну акумуляцію металу, насамперед, рослинами. Після їх відмирання восени, гниття у ґрунті та донних відкладах взимку концентрація металів, що вивільняються, знову зростає у абіотичних компонентах водойми. Тому в річній динаміці цинку у річці визначальну роль відіграють не фізико-хімічні чинники, а активне захоплення металу біотою.

Манган. Роль мангану в житті вищих рослин і водоростей досить велика. Він сприяє утилізації CO_2 , бере участь в процесах відновлення нітратів та асиміляції азоту, сприяє переходу активного Fe(II) в Fe(III) , що захищає клітину від отруєння, прискорює ріст організмів тощо [12].

Вміст мангану у воді збільшується у травні відносно квітня (рис. 2), у червні-липні зменшується до мінімального значення та підвищується у серпні-вересні, а протягом зимових місяців, як і у випадку з Zn , у воді було виявлено лише сліди Mn . Перевищення ГДК [12] для мангану не виявлено.

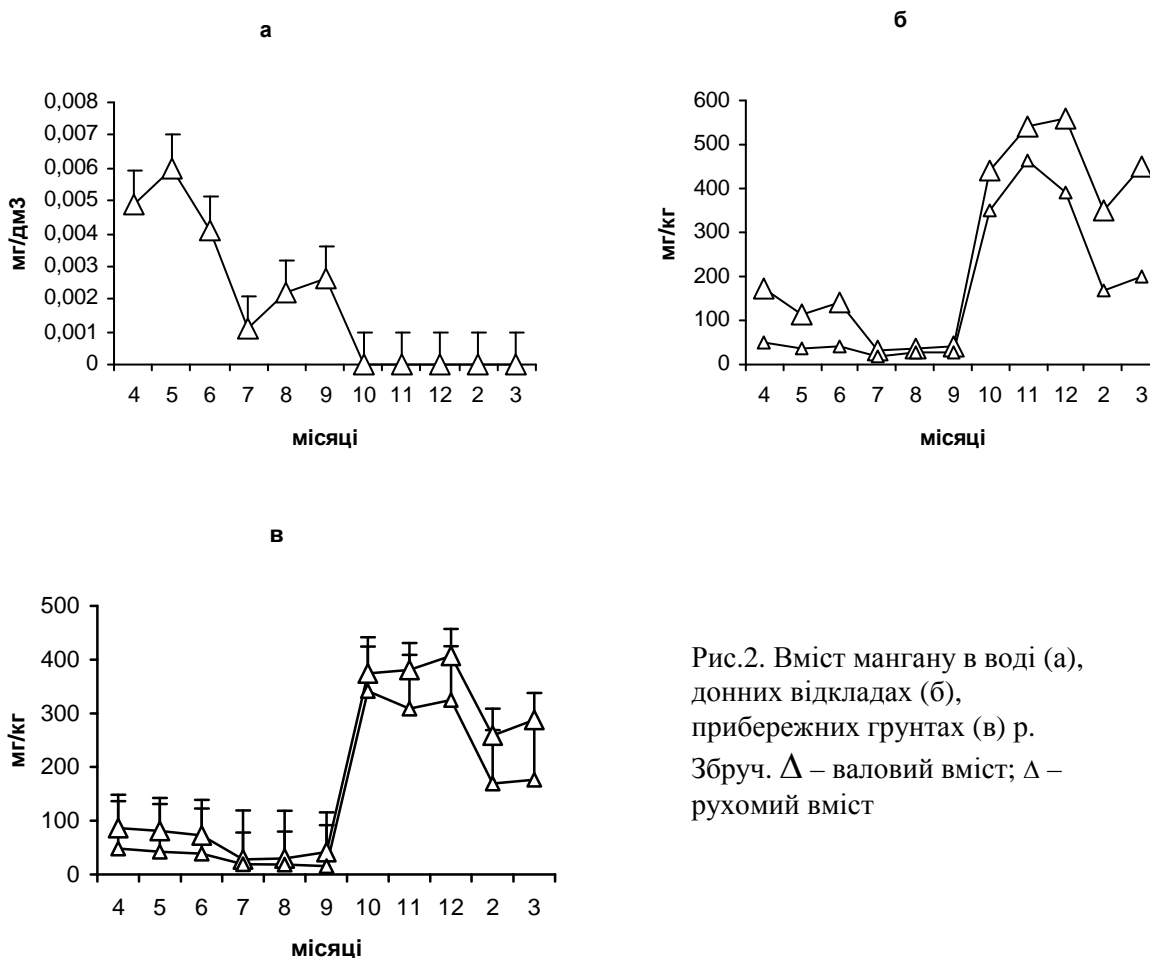


Рис.2. Вміст мангану в воді (а), донних відкладах (б), прибережних ґрунтах (в) р. Збруч. Δ – валовий вміст; \triangle – рухомий вміст

Загальний вміст мангану у донних відкладах на початку дослідження характеризувався середніми значеннями, але в липні різко зменшився, досягнувши мінімального значення. В серпні вміст цього металу почав зростати і значно збільшився у жовтні, сягнувши максимального значення у грудні, знизився у лютому та зріс у березні.

Рухомий вміст мангану у донних відкладах майже повторює динаміку загального вмісту, за винятком грудня, коли концентрація рухомого Mn зменшилась відносно попереднього місяця. Максимальний і мінімальний показники – у листопаді та липні відповідно.

Загальний вміст мангану у прибережних ґрунтах від початку досліджуваного періоду знижувався до липня, коли було виявлено мінімальний показник. Починаючи з серпня, концентрація Mn почала зростати, різко збільшилась у жовтні і сягнула максимального значення у грудні. Лютий характеризується зниженням вмісту мангану, а березень – його підвищенням.

Рухомий вміст мангану знижувався від квітня аж до вересня, коли зафіксовано мінімальний показник. Як і для валового, для рухомого вмісту цього металу характерне різке підвищення у жовтні. У наступні місяці не спостерігалось чіткої динаміки, максимальний вміст зафіксовано у грудні.

Як для загального, так і для рухомого вмісту мангану у донних відкладах та у прибережних ґрунтах не виявлено перевищень ГДК [2].

Отже, вміст мангану у воді найвищий у ранньовесняні місяці, після чого поступово знижується до середини літа (липень), а потім – до жовтня – у 60 разів проти травня. У донних відкладах та ґрунтах вміст мангану найвищим є у жовтні-грудні, коли він у 14 разів вищий, ніж в жовтні (найнижчий показник вмісту). У ґрунті це перевищення взимку більше, ніж у жовтні у 10 разів. З закінченням зими та настанням весни вміст металу (як валовий, так і рухомий) у донних відкладах та ґрунті знову зростає. Співпадання зменшення вмісту металів у донних відкладах та ґрунті з розвитком організмів та накопиченням в воді органічних речовин може свідчити про активну акумуляцію металу влітку, насамперед, планктоном і рослинністю, що вивільняють його в процесі гниття восени і взимку. Високий вміст мангану у воді влітку пов'язуємо з доброю розчинністю сполук мангану, їх низькою здатністю до утворення комплексних сполук та високою міграційною здатністю [7, 13]. Ще одним фактором, що регулює рухливість сполук мангану є вміст розчинного кисню, що окислює манган до стану добре розчинного манганат-іону [5]. Це може мати місце влітку, натомість восени цей іон, що володіє сильною окисною здатністю, може відновлюватися до Mn^{2+} за рахунок окислення органічних речовин, утворюваних при відмиранні організмів.

Ферум. Метал є біологічно активним елементом і певною мірою впливає на інтенсивність розвитку фітопланктону та якісний склад мікрофлори у водоймі [12]. Вміст феруму у воді в травні збільшився відносно квітня (рис. 3) до максимального річного показника, а надалі – поступово зменшувався аж до серпня, коли було зафіксовано мінімальний показник. Вже у вересні він знову зріс, і, як у випадку з Zn та Mn, у наступні місяці у воді виявлено лише сліди Fe. Перевищень ГДК [12] вмісту феруму не виявлено.

Динаміка загального вмісту феруму у донних відкладах має низхідний характер протягом квітня–липня, однак вже у серпні спостерігається тенденція до збільшення вмісту Fe аж до листопада. У наступні два місяці має місце деяке зниження концентрації металу, а у березні – різке її підвищення до максимального показника за весь досліджуваний період. Мінімальний показник виявлено у липні.

Рухомий вміст феруму у донних відкладах повністю повторює динаміку загального, за винятком останнього місяця, коли загальний вміст металу зростає, то рухомий – знижується відносно попереднього місяця. Максимальний і мінімальний показники вмісту феруму виявлені у листопаді та липні відповідно.

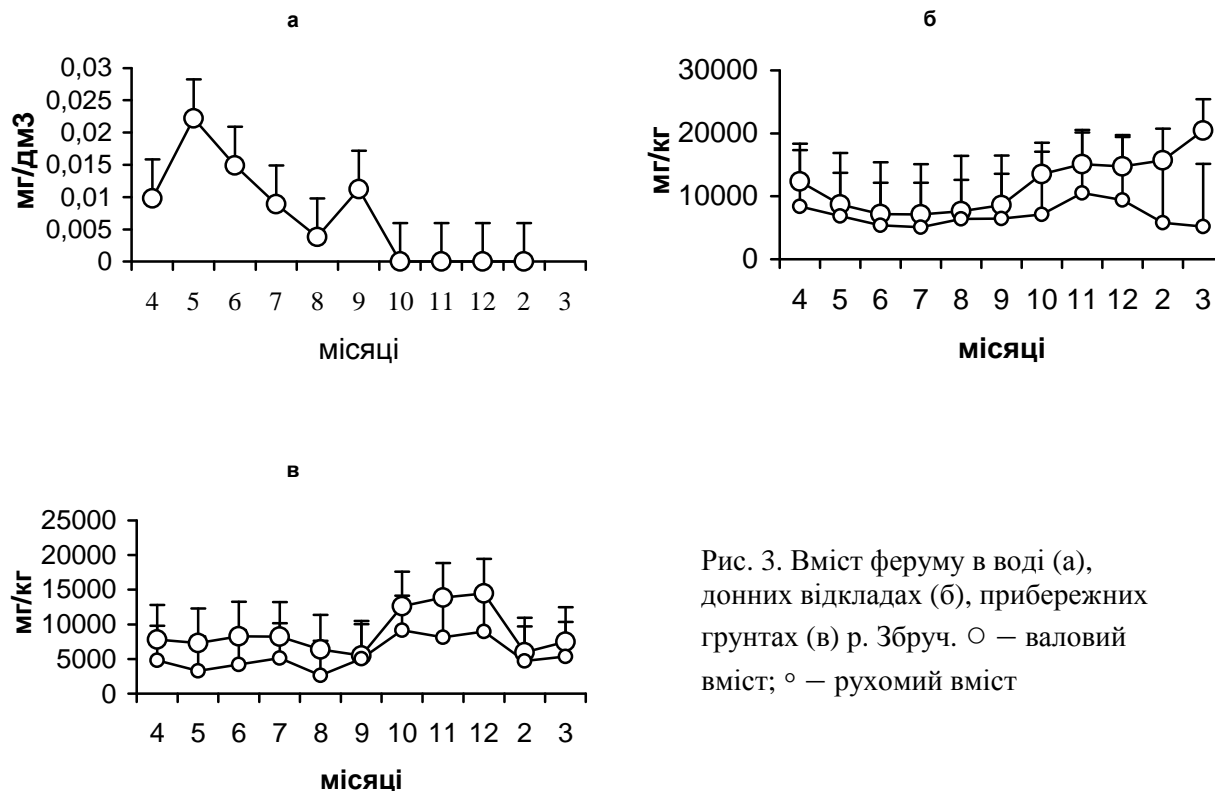


Рис. 3. Вміст феруму в воді (а), донних відкладах (б), прибережних ґрунтах (в) р. Збруч. ○ — валовий вміст; ◻ — рухомий вміст

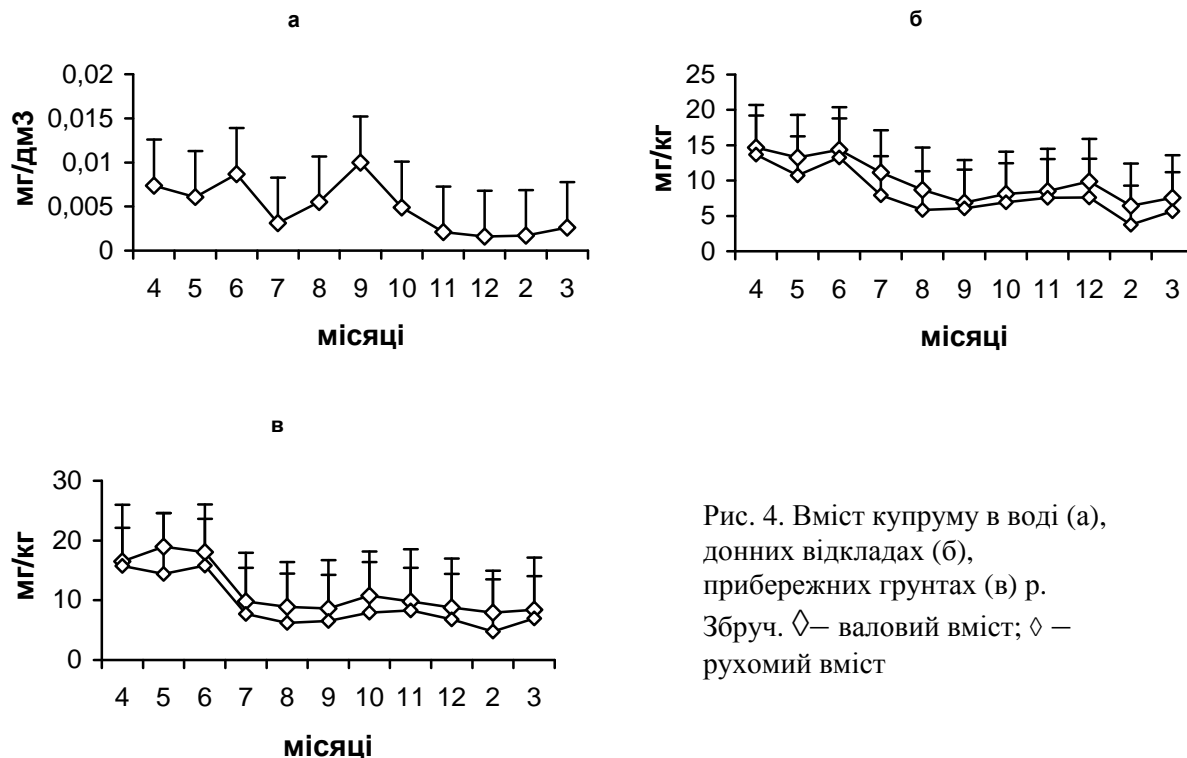
Загальний вміст феруму у прибережних ґрунтах річки Збруч зменшився у травні відносно квітня та збільшився у червні. Наступні три місяці характеризуються зниженням концентрації Fe до мінімального показника, який було зафіксовано у вересні. У наступному триместрі вміст феруму значно зріс, максимальне значення якого припадає на грудень. У лютому спостерігаємо значне зменшення, а у березні деяке збільшення вмісту Fe у прибережних ґрунтах.

Рухомий вміст феруму у прибережних ґрунтах зменшився у травні відносно квітня та збільшився у червні-липні, а в серпні знизився до мінімального показника. У наступні два місяці спостерігалось підвищення концентрації феруму, у жовтні зафіксовано максимальний показник. Решта періодів дослідження характеризується щомісячною коливною динамікою вмісту Fe.

Отже, динаміка вміст феруму у досліджених компонентах водойми значно нагадує таку для мангану, оскільки ці два елементи близькі як за фізико-хімічними властивостями, так і відношенням до біоти. Проте загальний вміст феруму порівняно з манганом у воді вищий на порядок, а у донних відкладах та ґрунтах — у 500-600 разів. Тому при таких значних концентраціях динаміка змін вмісту феруму проглядається не так чітко як у мангану. Крім того, вилучення феруму для фізіологічних потреб рослин за таких високих його концентрацій у середовищі менше позначається на його вмісті у середовищі.

Купрум. Фізіологічна активність іонів купруму пов'язана головним чином з її включенням в склад активних центрів окисно-відновних ферментів. Недостатній вміст купруму в ґрунтах негативно впливає на біосинтез білків, жирів, вітамінів та сприяє безпліддю рослинних організмів. Купрум бере участь у регуляції фотосинтезу та впливає на засвоєння рослинами азоту [12].

З весни початку чіткої спадаючої чи зростаючої динаміки вмісту купруму у воді до вересня не виявлено (рис.4). Восени концентрація металу різко збільшилась до максимального показника, а протягом зимових місяців зменшувалась до мінімального показника у грудні, проте вже у лютому-березні спостерігаємо збільшення концентрації Cu. У вересні вміст міді у воді був близьким до ГДК_{риб.-госп.} [1].



У квітні загальний вміст купруму у донних відкладах р. Збруч був найвищим за весь період, зменшився у травні та збільшився у червні. Липень, серпень та вересень характеризуються зниженням концентрації купруму до мінімального значення. У наступні три місяці спостерігається зростання вмісту Cu, а у лютому деяке спадання і знову зростання у березні.

Рухомий вміст міді перші три місяці повторює динаміку загального, а максимум вмісту Cu теж припадає на квітень. У липні-серпні відбувається зменшення концентрації до мінімального показника, а вже з вересня по грудень бачимо зростання вмісту металу, а далі, як і у випадку з загальним вмістом – зменшення у лютому та збільшення у березні. Перевищень у донних відкладах ГДК міді не виявлено [14].

Загальний вміст купруму у прибережних ґрунтах збільшився у травні відносно квітня до максимального показника. Від червня до вересня спостерігалось зниження вмісту купруму, у жовтні – деяке підвищення. Наступні місяці характеризуються поступовим зменшенням вмісту купруму до мінімального у лютому, а в березні зафіксовано деяке зростання концентрації металу.

Рухомий вміст купруму у травні знизився відносно квітня, а у червні знову збільшився до максимального за весь період. Липень-серпень характеризуються зниженням концентрації, а вересень, жовтень і листопад – її підвищенням. Протягом наступних місяців вміст Cu зменшився до мінімального у лютому, а в березні знову дещо збільшився. Перевищень ГДК міді у прибережних ґрунтах р. Збруч не виявлено [14].

Динаміка купруму порівняно з іншими досліджуваними металами досить рівномірна. Сезонні показники максимуму і мінімуму вмісту купруму у воді відрізняються у 6 разів, у донних відкладах – у 2,3 раза, в ґрунтах – у 2,4 раза. Проте, є тенденція до високого вмісту купруму у воді навесні і влітку та зниження концентрації купруму у воді з вересня до листопада і далі аж до лютого практично у 5 разів. Натомість у донних відкладах та ґрунтах вміст купруму найвищий навесні, влітку та взимку знижується більше, ніж у 2 рази. Динаміка вмісту купруму в усіх досліджуваних компонентах гідроекосистеми співвідноситься з розвитком біоти влітку і восени, проте навіть у пізньоосінні та зимові місяці купрум повільно і

довго вивільняється з комплексів з органічними речовинами, оскільки порівняно з іншими дослідженими металами володіє найвищою комплексоутворюючою здатністю [8, 12].

Висновки

Проаналізувавши результати дослідження можна відмітити, що протягом вегетаційного періоду спостерігається зменшення вмісту важких металів в абіотичних компонентах гідроекосистеми, що свідчить про високий рівень акумулювання їх організмами та зв'язування органічними речовинами, які утворюються після відмирання біоти. Живі істоти є основними чинниками регуляції вмісту біогенних ВМ, насамперед у воді, а цинку, мангану та кпруму і в донних відкладах та ґрунтах. Виняток становить ферум, для якого спостерігається така сама тенденція, однак кількісно цей процес менш помітний, оскільки валова концентрація якого у компонентах водойм дуже значна.

З огляду на зазначене небезпечним явищем є перевищення вмісту металів вище значень ГДК, особливо цинку, насамперед у донних відкладах та прибережних ґрунтах. Важливе значення для екологічного оздоровлення абіотичних складових річки має кількісний розвиток біоти як акумулятора металів, у зв'язку з чим можливим є використання окремих видів водної рослинності для фітореMediaції.

1. Давыдова С. Л. Тяжелые металлы как супертоксиканты XXI века: Учебн. пос. / С. Л. Давыдова, В. И. Тагасов. – М., 2002. – 140 с.
2. Державні санітарні правила та норми. 2. Комунальна гігієна. 2.7. Ґрунт, очистка населених місць, побутові та промислові відходи, санітарна охорона ґрунту. Правила № 29 від 01.07.1999. Додаток 3. – Режим доступу : <http://uapravo.net>
3. Коновець І. М. Токсикологічна оцінка стану донних відкладів ділянки р. Дніпро нижче греблі Київської ГЕС / І. М. Коновець, Л. С. Кіпніс, М. Т. Гончарова, Ю. Г. Крот // Наукові записки Терноп. нац. пед. ун-ту ім. В. Гнатюка. Сер. Біологія. – 2009. – № 1-2 (39). – С. 97– 102.
4. Лакин Г. Ф. Биометрия / Г. Ф. Лакин. – М. : Высшая школа, 1990. – 352 с.
5. Линник П. Н. Формы миграции металлов в пресных поверхностных водах / П. Н. Линник, Б. И. Набиванец. – Л. : Гидрометеиздат, 1986. – 268 с.
6. Мажайский Ю. А. Мониторинг тяжелых металлов в экосистемах малых рек бассейна реки Оки / Ю. А. Мажайский, Т. М. Гусева, О. Е. Дорохина, С. В. Андриянец // Мещерский филиал Всероссийского научно-исследовательского института гидротехники и мелиорации (МФ ВНИИГиМ), г. Рязань, Россия. Режим доступа : <http://gisau.org.ua>.
7. Мур Дж. Тяжёлые металлы в природных водах. Контроль и оценка влияния / Дж. В. Мур, С. Рамамурти. – М. : Мир, 1987. – С.117–133.
8. Никаноров А. М. Гидрохимия / А. М. Никаноров, Е. В. Посохов. – Л. : Гидрометеиздат, 1985. – 279 с.
9. Природа Хмельницької області / [за ред. К.І. Геренчука]. – Львів: Вища школа, 1979. – С. 68–92.
10. Романенко В. Д. Основи гідроекології: Підручник / В. Д. Романенко. – Київ : Обереги, 2001. – 728 с.
11. Сборник санитарно-гигиенических нормативов и методов контроля вредных веществ в объектах окружающей среды. – М., 1991.
12. Справочник по гидрохимии. – [Електронний ресурс]. Режим доступу: <http://biology.krc.karelia.ru>.
13. Тяжелые металлы как фактор экологической опасности: Метод. указ. / Сост. Ю. А. Холопов. – Самара : СамГАПС, 2003. – 16 с.
14. Федоренко О. І. Основи екології: Підручник / О. І. Федоренко, О. І. Бондар, А. В. Кудін. – Київ : Знання, 2006. – С. 135.

Т. В. Андрусишин

Тернопольский национальный педагогический университет им. Владимира Гнатюка, Украина

БИОГЕННЫЕ ТЯЖЕЛЫЕ МЕТАЛЛЫ В ВОДЕ, ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ И ПРИБРЕЖНЫХ ПОЧВАХ РЕКИ ЗБРУЧ

Приводены результаты исследования содержания цинка, марганца, феррума, купрума в воде, донных отложениях и прибрежных почвах реки Збруч (около г. Волочииск Хмельницкой области) на протяжении года. Обнаружено высокое содержание металлов в почвах и донных отложениях зимой и ранней весной. Для цинка в донных отложениях и прибрежных почвах зимой и ранней весной установлено превышение значения ПДК. В течение вегетационного

периода наблюдается уменьшение содержания тяжелых металлов в абиотических компонентах гидрозкоистемы в связи с их накоплением организмами. Осенью (с сентября) содержание металлов в воде увеличивается (близко к ПДК_{рыб.-хоз.}), что связываем с их поступлением в результате отмирания биоты.

Ключевые слова: тяжелые металлы, вода, прибрежные грунты, донные отложения

T.V. Andrusishin

Volodimir Gnatyuk Ternopil national pedagogical university, Ukraine

BIOGENIC HEAVY METALS In WATER, GROUND DEPOSITS And SOILS of RIVER ZBRUCH
Investigated of maintenance of zinc, manganese, ferrum, cuprum in water, ground deposits and soils of the river Zbruch (Volochnisk, Khmel'nitsk region) for a year. Found out high maintenance of metals in soils and ground deposits in and early spring winter. For zinc in the ground deposits and soils exceeding of value MPC is set in and early spring winter. During a vegetation period there is diminishing of maintenance of heavy metals in abiotic komponents of gidroecosystem in connection with their accumulation organisms. From September maintenance of metals in water is increased (near to MPC), that bind to their receipt as a result of dying of organisms.

Keywords: heavy metals, water, soils, ground deposits

Рекомендує до друку

Надійшла 21.02.2011

В.В. Грубінко

УДК [577.34(546.36:597)]

В.В. БЕЛЯЕВ

Институт гидробиологии НАН Украины,
пр-т Героев Сталинграда, 12, Киев 04210

ФОРМИРОВАНИЕ УРОВНЕЙ СОДЕРЖАНИЯ ⁶⁰СО В РЫБАХ ПРИ ИЗМЕНЕНИИ КОНЦЕНТРАЦИИ РАДИОНУКЛИДА В ВОДЕ

Методами математического моделирования изучено изменение величины коэффициента накопления ⁶⁰Со у пресноводных рыб при временном увеличении концентрации радионуклида в воде. Определена вероятность несовпадения величин мгновенных и равновесного коэффициентов накопления при разовом повышении концентрации ⁶⁰Со в воде.

Ключевые слова: коэффициент накопления, рыба, ⁶⁰Со

Пределы радионуклидного загрязнения водных объектов рассчитываются по дозе облучения, которую может получить человек при употреблении воды или продуктов аквакультуры. При хроническом загрязнении водных экосистем низкоактивными сбросами значительную роль в формировании дозы облучения населения может играть ⁶⁰Со. Это объясняется значительным вкладом радионуклидов кобальта в радиоактивных сбросах и выбросах реакторов типа ВВЭР. ⁶⁰Со является продуктом нейтронной активации стабильного кобальта, одного из основных компонентов сплавов, используемых при изготовлении элементов ядерно-энергетических установок [3]. Кроме того, стабильный кобальт незаменим в метаболизме животных [2]. Как правило, загрязнение рыбной продукции рассчитывают по коэффициентам накопления (Кн) [4].

Цель нашего исследования – изучить поведение величины Кн ⁶⁰Со рыбами при изменении удельного содержания этого радионуклида в воде, что обусловлено

необходимостью решения вопросов о правомерности применения величин K_n радионуклидов рыбами при разработке нормативных документов.

Материал и методы исследований

Содержание ^{60}Co в рыбах моделировалось на основании широко применяемой в радиоэкологии многокомпонентной экспоненциальной модели [1, 5].

Активность радионуклида в рыбе каждые сутки представляли в виде суммы накопления за текущие сутки и активности на предшествующие сутки с учетом выведения. При этом учитывали парциальные вклады и скорость выведения компонент. На основании экспериментальных исследований [5] принято, что периоды полувыведения (T_i) парциальных компонент выведения составляют: $T_1 = 2$ сут. и $T_2 = 65$ сут.; парциальные вклады (A_i) – 0,25 и 0,75 соответственно.

При моделировании было принято: 1) масса рыбы и скорость выведения радионуклида постоянны; 2) скорость поступления радионуклида в организм (V) постоянна в течении суток; 3) поступление радионуклида в организм рыб прямопропорционально концентрации радионуклида в воде.

Изменение массы рыбы во времени частично учитывается выбором $V = \text{const}$. Изменением массы рыбы можно пренебречь при $d(\ln(A_f)) \gg d(\ln(m))$.

В условиях переменного содержания радионуклида в воде и рыбе, а также растянутого во времени установления равновесного состояния между содержанием радионуклида в воде и рыбе, коэффициент накопления можно определить одним из следующих способов:

$K(0)$ – равновесный коэффициент накопления;

$K1(t) = A_f(t)/A_w(t)$ – мгновенный коэффициент накопления;

$$K2(t) = A_f(t)/\langle A_w(t) \rangle \quad (1)$$

$$\langle K \rangle = \langle A_f(t) \rangle / \langle A_w(t) \rangle \quad (2)$$

где: $A_f(t)$ – удельное содержание радионуклида в рыбе в момент времени t ;

$A_w(t)$ – удельное содержание радионуклида в воде в момент времени t ;

$\langle A_f(t) \rangle$, $\langle A_w(t) \rangle$ – среднегодовая удельная активность радионуклида в рыбе и воде;

$n = A_w(1)/A_w(0)$ – кратность повышения концентрации радионуклида в воде.

Результаты исследований и их обсуждение

После изменения концентрации ^{60}Co в воде состояние близкое к равновесному установится не менее, чем через 200 суток, т. е. если изменения произошли в мае то при неизменных условиях равновесие в системе «вода – рыба» установится не ранее ноября.

При периоде повышения концентрации в воде в течение 30 сут. и $n=5$ максимальное содержание радионуклида в организме рыб будет примерно в 2,1 раза выше, чем первоначальное. Через полгода после повышения концентрации ^{60}Co в воде содержание радионуклида в рыбе будет выше первоначального на 20%, через год – на 3%.

Поведение величин $K2(t)$ и $A_f(t)$ сходное. Величина $K2(t)$ отличается от величины $A_f(t)$ на множитель $\langle A_w(t) \rangle^{-1}$, а по определению $\langle A_w(t) \rangle$ – усредненная величина, которая в течение периода наблюдения (моделирования) является постоянной.

Гораздо сложнее поведение величины $K1(t)$ (рис. 1). При выше приведенных условиях увеличения концентрации радионуклида в воде величина $K1(t)$ уменьшается до 0,22 величины $K(0)$. За период повышения концентрации радионуклида в воде (30 сут.) величина $K1(t)$ увеличивается в 2 раза. Со снижением концентрации радионуклида в воде до первоначального уровня величина $K1(t)$ увеличивается от 0,44 до 2,11 (4,9 раза) и затем на протяжении года приближается к равновесному значению.

Диапазон колебаний $K1(t)$ превышает диапазон колебаний концентрации ^{60}Co в воде (табл. 1). Так, при $n=2$ размах колебаний величины $K1(t)$ составляет 2,5 раза, при $n=10-29$ раз. Такие изменения объясняются тем, что величина $K1(t)$ прямопропорциональна мгновенной удельной активности ^{60}Co в организме и обратнопропорциональна мгновенной концентрации радионуклида в воде, к тому же содержание радионуклида в организме рыб зависит от длительности пребывания и концентрации радионуклида в воде.

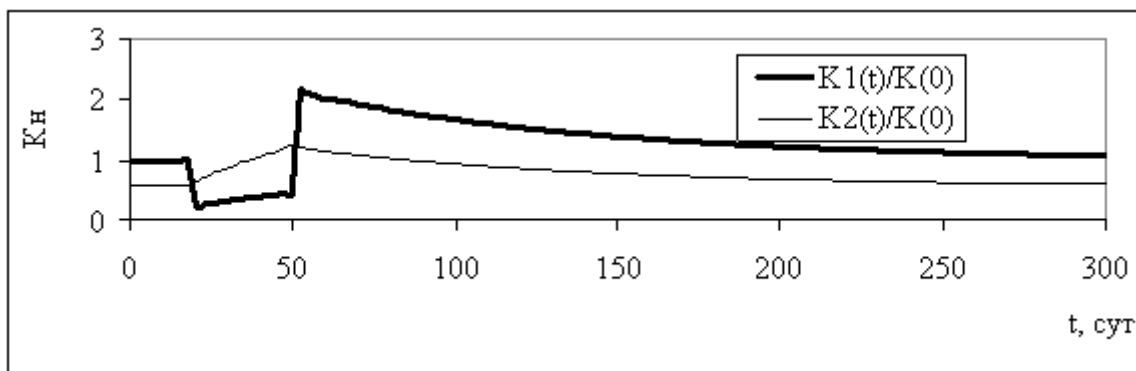


Рис. 1. Динамика коэффициентов накопления ^{60}Co у рыб при изменении концентрации радионуклида в воде (период повышения концентрации 30 сут., $n=5$)

Таблица 1

Величины нормированного коэффициента накопления ^{60}Co (период повышения концентрации в воде 30 суток).

n	2	3	5	10
K1	0,47–1,18	0,30–1,35	0,17–1,61	0,07–2,04
K2	0,85–1,10	0,73–1,17	0,56–1,24	0,33–1,20

Величина $K2(t)$ меньше зависит от изменения концентрации радионуклида в воде. При $n=10$ и периоде повышения концентрации в воде 30 суток нижняя граница величины $K2(t)$ отличается от равновесного значения не более, чем на 70 %, а верхняя – на 20 % (табл.1).

При переменном уровне концентрации ^{60}Co в воде величина усредненного коэффициента накопления, в зависимости от n и длительности периода повышения концентрации радионуклида в воде, отличается от величины равновесного значения коэффициента накопления. С увеличением периода повышения концентрации от 10 до 30 суток при $n=2$ нормированная величина коэффициента накопления уменьшается от 0,974 до 0,945 (рис. 2), при $n=10$ для периодов 10, 20 и 30 суток величина $\langle K \rangle$ будет составлять 0,82, 0,74 и 0,69 величины $K(0)$, соответственно.

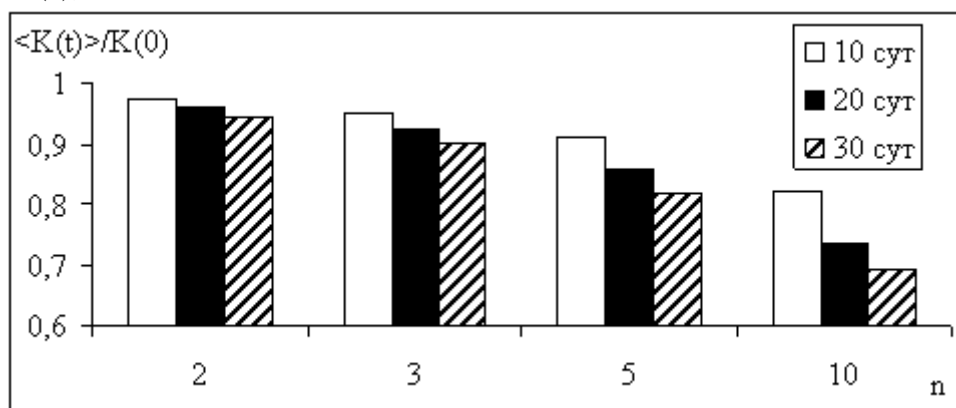


Рис. 2. Зависимость величины усредненного нормированного коэффициента накопления от времени и степени (n) увеличения концентрации ^{60}Co в воде

Анализ данных о поведении величин $K1(t)$ и $K2(t)$ (рис. 1) показывает, что на протяжении значительных промежутков времени эти величины отличаются от равновесного значения коэффициента накопления. В случае повышения на период 30 сут. концентрации ^{60}Co в воде в 3, 5 или 10 раз, вероятность того, что величина $K1(t)$ будет отличаться от $K(0)$ более чем на 60 % составляет 0,05, 0,09 и 0,017 соответственно (табл. 2), т.е. в течение 19, 33 или 61 суток

в году величины $K(0)$ и $K_1(t)$ не будут совпадать. Вероятность несовпадения величин $K_2(t)$ и $K(0)$ более чем на 60% наблюдается только при десятикратном увеличении ^{60}Co в воде.

Таблиця 2

Вероятность не совпадения $K_1(t)$ и $K_2(t)$ с равновесным значением (период повышения концентрации в воде 30 суток).

n	2	3	5	10
$P_1 = P[K(0)-K_1(t) /K(0)>30\%]$	0,08	0,11	0,2	0,55
$P_2 = P[K(0)-K_1(t) /K(0)>60\%]$	0,00	0,05	0,09	0,17
$P_3 = P[K(0)-K_2(t) /K(0)>30\%]$	0,00	0,00	0,52	0,73
$P_4 = P[K(0)-K_2(t) /K(0)>60\%]$	0,00	0,00	0,00	0,27

Необходимо отметить, что при значительном увеличении концентрации ^{60}Co в воде величина $K_2(t)$ будет дольше отличаться от величины равновесного значения коэффициента накопления, чем $K_1(t)$.

Выводы

При увеличении на протяжении 30 суток скорости поступления ^{60}Co в организм рыб в 10 раз максимальное содержание радионуклида в рыбах будет отличаться от первоначального в 3,7 раза; через год – не более, чем на 5%.

При разовом повышении концентрации ^{60}Co в воде на период 30 сут. диапазон колебаний величины мгновенного коэффициента накопления значительно превысит степень увеличения концентрации ^{60}Co в воде.

При увеличении концентрации ^{60}Co в воде более чем в 5 раз величина $K_2(t)$ будет более длительное время отличаться от величины равновесного значения коэффициента накопления, чем величина $K_1(t)$.

1. Егоров В. Н. Динамические закономерности радиохемоэкологических процессов в морской бреде/ В. Н. Егоров : автореф. дис. на соиск. ученой степени доктора биол. наук. Специальность "Радиобиология". – Киев, 1987. – 33 с.
2. Романенко В. Д. Основы гидроэкологии / В. Д. Романенко. – Киев : Генеза, 2005. – 664 с.
3. Тютюник Ю. Г. Екологічна радіо геохімія. Навчальний посібник / Ю. Г. Тютюник, Е. С. Яновська. – Київ : Видавничо-поліграфічний центр "Київський університет", 2004. – 188 с.
4. Шеханова И. А. Радиоэкологические аспекты защиты поверхностных вод при мирном использовании ядерной энергии / И. А. Шеханова // Проблемы и задачи радиоэкологии животных. – М. : Наука, 1980. – С. 14–35.
5. *La radioecologie des grands fleuves: des donnees de sites et de l' experimentation a la modelisation (application a la Meuse et au Rhone)* / R. Kirchmann, C. M. Vandecasteele, L. Foulquier [et al.]. – BLG635, 1992. – 70 p.

В.В. Беляев

Інститут гідробіології НАН України, Київ

ФОРМУВАННЯ РІВНІВ ВМІСТУ ^{60}Co У РИБАХ ПРИ ЗМІНІ КОНЦЕНТРАЦІЇ РАДІОНУКЛІДА У ВОДІ

Методами математичного моделювання вивчено зміну величини коефіцієнта накопичення ^{60}Co у прісноводних риб при тимчасовому збільшенні концентрації радіонукліда у воді. Визначена вірогідність розбіжності величин миттєвих та рівноважних коефіцієнтів накопичення при одноразовому підвищенні концентрації ^{60}Co у воді.

Ключові слова: коефіцієнт накопичення, риба, ^{60}Co

V.V. Belyaev

Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

FORMATION THE LEVELS OF CONTENTS ^{60}Co IN FISH WHEN CHANGE THE CONCENTRATIONS RADIONUCLIDE IN WATER

Behaviour value of factor of accumulation ^{60}Co by freshwater fishes in case temporal increase of concentration of radionuclide in water was explored by the methods of mathematical modeling. It has been stated that probability of difference between instantaneous and equilibrium values of factor of accumulation in case single increase concentration of ^{60}Co in water.

Keywords: factor of accumulation, fish, ^{60}Co

Рекомендує до друку

Надійшла 28.02.2011

В.З. Курант

УДК [577.34:597](285.33)

О.М. ВОЛКОВА, В.В. БЕЛЯЄВ, О.О. ПАРХОМЕНКО, С.П. ПРИШЛЯК К.О. НІКІТЮК

Інститут гідробіології НАН України

пр-т Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210

РАДІОЕКОЛОГІЧНІ НАСЛІДКИ ПОРУШЕННЯ РЕЖИМУ ЕКСПЛУАТАЦІЇ КИЇВСЬКОЇ ГЕС У 2010 р.

Вивчали вплив порушення режиму експлуатації Київської ГЕС на рівні радіонуклідного забруднення риб. Встановлено, що наприкінці квітня – на початку травня вміст ^{137}Cs у рибах-бентофагах збільшився, у хижих залишився на рівні величин 2009 р. Відзначено ознаки вторинного радіонуклідного забруднення водних мас. До кінця 2010 р. вміст ^{137}Cs у рибах зменшився.

Ключові слова: риби, ^{137}Cs , Київська ГЕС

На території басейну Дніпра зосереджена основна кількість радіонуклідів Чорнобильського викиду, саме каскад Дніпровських водосховищ, є основною магістраллю транспорту радіонуклідів до Чорного моря. Тому вивчення радіоекологічної ситуації в екосистемах Дніпровських водосховищ, зокрема особливостей формування радіонуклідного забруднення риб, є одним з важливих напрямків досліджень наслідків Чорнобильської катастрофи.

Дослідження багаторічної динаміки вмісту тривалоіснуючих радіонуклідів у промислових видах риб Дніпровських водосховищ показали, що з 1987–1988 рр. спостерігалася тенденція до зменшення активності ^{137}Cs в іхтіофауні. Згідно загальновідомих закономірностей накопичення радіонуклідів гідробіонтами, приблизно із середини 90-х років минулого сторіччя екосистема Київського водосховища перебувала у стані відносної динамічної рівноваги щодо вмісту радіонуклідів у водному середовищі та організмах гідробіонтів [1].

У березні 2010 р. на тлі зумовленої метеорологічними чинниками масової задухи та загибелі риб у Київському водосховищі рівень води було спрацьовано на 0,5 м нижчий, ніж НІПР.

Мета роботи – визначити вплив порушення режиму експлуатації ГЕС на формування радіонуклідного забруднення риб.

Матеріал і методи досліджень

Об'єктом досліджень були бентосні риби: плітка звичайна – *Rutilus rutilus* L.; лин озерний – *Tinca tinca* L.; плоскирка – *Blicca bjoerkna* L.; лящ звичайний – *Abramis brama* L.; карась

сріблястий – *Carassius auratus gibelio* (Bloch); риби змішаного типу живлення: чехоня – *Pelecus cultratus* L.; хижі риби: щука – *Esox lucius* L.; білізна звичайна – *Aspius aspius* L.; судак звичайний – *Stizostedion lucioperca* L.; окунь річковий європейсько-азіатський – *Perca fluviatilis fluviatilis* L.

Проби відбирали упродовж 2009-2010 рр. Активність ^{137}Cs визначали гамма-спектрометричним методом.

Результати досліджень та їх обговорення

Аналіз результатів визначення рівнів накопичення ^{137}Cs в організмі промислових риб Київського водосховища показав, що порівняно з даними 2009 р. у квітні-травні 2010 р. дещо збільшилася питома активність радіонукліда в організмі окремих видів (рис. 1). Вірогідне підвищення показників відзначено у лина, ляща, карася та чехоні, тобто у бентосоїдних рибах та у чехоні – виду змішаного типу живлення. Вміст ^{137}Cs у рибах хижих видів залишився приблизно на рівні величин, зареєстрованих у 2009 р.

Відомо, що у збалансованих прісноводних екосистемах за збільшенням рівнів накопичення ^{137}Cs риб різного типу живлення можна розташувати у послідовності: бентосні риби < риби змішаного типу живлення < хижі риби. Порушення співвідношень величин питомої активності ^{137}Cs у рибах різного типу живлення спостерігали упродовж перших кількох місяців після аварії на Чорнобильській АЕС. Таке явище пояснюють особливостями міграції радіонукліда у трофічних ланцюгах прісноводних екосистем [1, 2, 5]. Після забруднення водою ^{137}Cs радіонуклід перш за все накопичується в планктонних організмах та м'якому бентосі, що призводить до швидкого збільшення його питомої активності в організмі мирних видів риб, а хижаки-іхтіофаги реагують на радіонуклідне забруднення водного середовища повільніше.

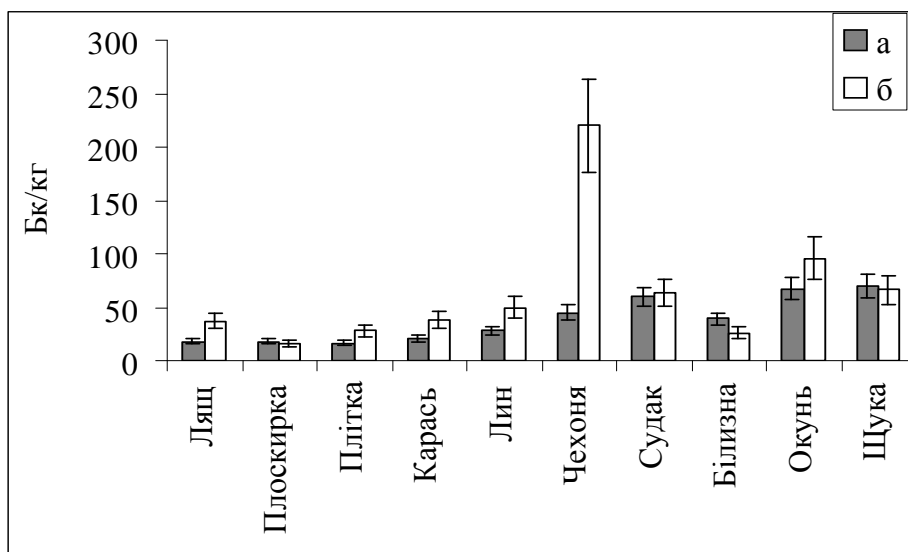


Рис. 1. Питома активність ^{137}Cs у рибах Київського водосховища: а – 2009 р.; б – квітень-травень 2010 р.

Отже, виходячи з особливостей формування радіонуклідного забруднення риб у квітні-травні 2010 р., вважаємо, що навесні 2010 р. відбулося вторинне забруднення ^{137}Cs іхтіофауни Київського водосховища. Це було обумовлене спрацюванням водосховища на 0,5 м нижче, ніж нормальний підпорний рівень (НПР). Згідно проектних даних [3] у Київському водосховищі необхідно підтримувати відносно постійний рівень. У лютому-березні, тобто перед весняним водопіллям, водосховище спрацьовується лише на 0,5–1 м, у окремих випадках – на 1,5 м. НПУ для Київського водосховища становить 103 м, площа – 922 км². При спрацюванні водосховища на 1,5 м осушується 24,6% площі водосховища [3], де зосереджено близько 11 % від загальної кількості ^{137}Cs , що знаходиться у донних відкладах. Відомо, що близько 90% зосередженого у донних відкладах ^{137}Cs припадає на необмінні форми і лише 10% може переходити у водні

маси [5]. Внаслідок періодичного осушення та затоплення мілководь кількість обмінних форми ^{137}Cs у донних ґрунтах цих територій зменшувалася внаслідок їхнього вимивання схилим та підповерхневим ґрунтовим стоком. Тому можна вважати, що за час, який минув після аварії, осушувані зони водосховища внаслідок щорічного промивання постійно звільнялися від обмінних форм ^{137}Cs і не можуть слугувати вагомим джерелом надходження радіонукліда у водні маси та до трофічних ланцюгів гідробіонтів. Спрацювання водосховища на 2 м нижче НПУ призвело до осушення додаткових територій, які складають 9,2% від його площі та на яких зосереджено близько 3% ^{137}Cs від загальної кількості у донних відкладах. Отже, з донних відкладів могли вимитися до 0,3% зосередженого в них ^{137}Cs . Згідно з даними [4] та нашими розрахунками це становить близько 0,2 ТБк.

Подальші дослідження показали, що упродовж 2010 року питома активність ^{137}Cs у рибах різного типу живлення зменшилася не тільки відносно зареєстрованих навесні величин, але й відносно середніх за 2009 р. У другій половині листопаду середня активність радіонукліда у мирних та хижих видах становила 6 та 15 Бк/кг, відповідно.

Аналіз багаторічної динаміки вмісту ^{137}Cs в іхтіофауні Київського водосховища показує, що навесні 2010 р., так само, як упродовж кількох місяців після аварії на ЧАЕС, спостерігалися порушення співвідношень активності радіонукліда між ланками трофічного ланцюга мирні–хижі види риб (рис. 2). Суттєве зменшення вмісту ^{137}Cs у рибах різного типу живлення, яке спостерігали упродовж 2010 р., пов'язане з особливостями міграції водних мас у каскаді Дніпровських водосховищ. Надмірне спрацювання Київського водосховища та його заповнення до екологічно безпечного рівня відбулося у період 12–16 березня, і саме тоді у контактний із водою шар донних відкладів надійшли раніше зосереджені у глибших шарах дна обмінні форми ^{137}Cs . Приблизно через 2 тижні, внаслідок початку водопілля, швидкість течії у Київському водосховищі збільшилася та посилювалися процеси скаламучення на межі вода – донні відклади. Згідно даних [6] під час весняної повені проточність Київського водосховища становить приблизно 17 діб. Отже, упродовж водопілля забруднені ^{137}Cs водні маси мігрували через греблю і залишили Київське водосховище.

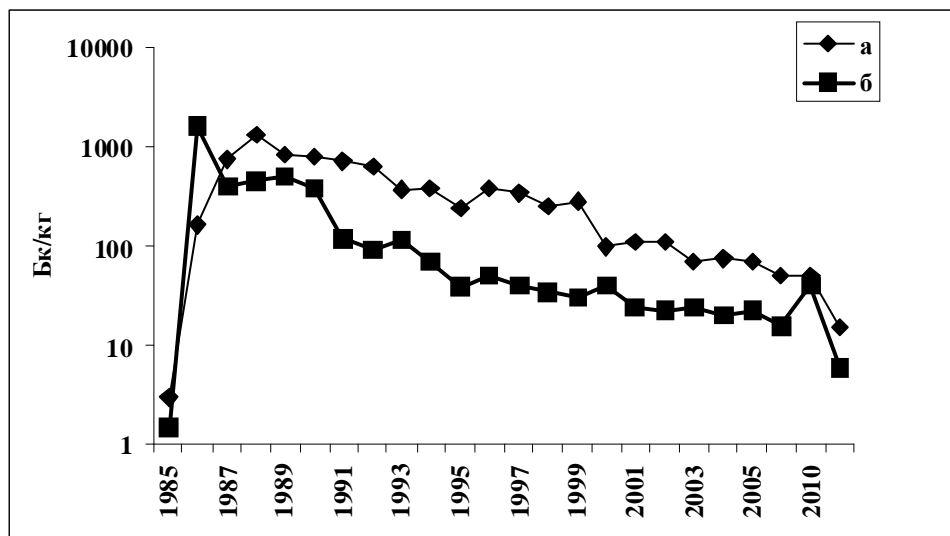


Рис. 2. Динаміка активності ^{137}Cs у рибах різного типу живлення Київського водосховища: а – хижі; б – мирні

Отже, ділянки неосушених мілководь частково очистилися від обмінних форм ^{137}Cs , які є біологічно доступними і накопичуються гідробіонтами. У свою чергу, саме ці ділянки оптимальні для існування бентосних організмів, тобто є основою для розвитку кормової бази риб. Тому порушення рівноважного стану у контактному шарі донних відкладів спочатку призвело до збільшення потоків біологічно-доступних форм ^{137}Cs у трофічні ланцюги екосистеми. Потім, після промивання донних відкладів, кількість біологічно-доступних форм радіонукліда зменшилася, що призвело до зменшення вмісту ^{137}Cs у кормовій базі мирних риб, і, як наслідок, – в організмі мирних і хижих риб.

Висновки

Спрацювання Київського водосховища нижче екологічно-безпечного рівня навесні 2010 р. призвело до вторинного забруднення деяких видів риб. Порівняно із даними 2009 р., активність ^{137}Cs в організмі чехоні та ліна збільшилася у 4–5 разів, ляща – у 1,5–3 рази.

Порушення рівноважного стану у контактному шарі донних відкладів призвело до збільшення потоків біологічно-доступних форм ^{137}Cs у трофічні ланцюги екосистеми. Після промивання донних відкладів, кількість біологічно-доступних форм радіонукліда зменшилася, що призвело до зменшення вмісту ^{137}Cs в організмі мирних і хижих риб.

1. Волкова О. М. Техногенні радіонукліди у гідробіонтах водойм різного типу : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня доктора биол. наук. Спец. “Гідробіологія” / О. М. Волкова. – Київ, 2008. – 34 с.
2. Волкова Е. Н. Накопление радионуклидов промысловыми видами рыб Днепровских водохранилищ : автореф. дис. на соискание ученой степени канд. биол. наук. Спец. “Радиобиология” / Е. Н. Волкова. – Киев, 1990. – 16 с.
3. Киевское водохранилище : гидрохимия, биология, продуктивность / Багнюк В. М., Владимиров К. С., Гак Д. З. [и др.]; ответ. ред. Я. Я. Цееб, Ю. Г. Майстренко. – Киев : Наукова думка, 1972. – 460 с.
4. Радиогеоэкология водных объектов зоны влияния аварии на ЧАЭС / под ред. О. В. Войцеховича. – Киев : Чернобыльинтеринформ, 1997. – Т. 1 – 308 с.
5. Радіонукліди у водних екосистемах України / М. І. Кузьменко, В. Д. Романенко, В. В. Деревець [та ін.] – Київ : Чорнобильінтерінформ, 2001. – 318 с.
6. Тимченко В. М. Экологическая гидрология водоемов Украины / В. М. Тимченко. – Київ : Наукова думка, 2006. – 384 с.

Е.Н. Волкова, В.В. Беляев, А.А. Пархоменко, С.П. Пришляк, К.А. Никитюк

РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПОСЛЕДСТВИЯ НАРУШЕНИЯ РЕЖИМА ЭКСПЛУАТАЦИИ КИЕВСКОЙ ГЭС В 2010 г.

Изучали влияние нарушения режима эксплуатации Киевской ГЭС на уровни радионуклидного загрязнения рыб Киевского водохранилища. Отмечено, что в конце апреля – начале мая содержание ^{137}Cs в рыбах бентофагах увеличилось, у хищников осталось на уровне величин 2009 года. Отмечены признаки вторичного загрязнения водных масс. К концу 2010 года содержание ^{137}Cs в рыбах уменьшилось.

Ключевые слова: рыбы, ^{137}Cs , Киевская ГЭС

O.M. Volkova, V.V. Belyaev, O.O. Parkhomenko, S.P. Prishlyak, K.O. Nikityuk

RADIOECOLOGICAL CONSEQUENCES IRREGULARITY OF KYIV HES EXPLOITATION IN 2010

Was researched an influence of irregularity of Kyiv HES exploitation on the levels of radioecological contamination of fish in Kyiv reservoir. It was defined that in the end of April – at the beginning of May, the content of ^{137}Cs in fish benthophages increased, in predators – stayed at the level of 2009. There were defined signs of secondary pollution of the water masses. Till the end of 2010, the content of ^{137}Cs in fish got lower.

Keywords: fish, ^{137}Cs , Kyiv HES

Рекомендує до друку

В.З. Курант

Надійшла 11.02.2011

УДК 612.897+06:612.172

О.С. ВОЛОШИН, І.Б. ЧЕНЬ

Тернопільський національний педагогічний університет ім. Володимира Гнатюка
вул. Максима Кривоноса, 2, Тернопіль 46027, Україна

ОСОБЛИВОСТІ АВТОНОМНОЇ НЕРВОВОЇ РЕГУЛЯЦІЇ ТА СЕРЦЕВОЇ ДІЯЛЬНОСТІ В ОСІБ РІЗНОГО ВІКУ

У осіб юнацького віку значення показників моди і її амплітуди, варіаційного розмаху і індексу вегетативної рівноваги свідчать про менш виражений вплив парасимпатичного контура автономної нервової регуляції. Рівень ефективності інформаційної взаємодії між біоритмами серця порівняно з особами зрілого віку є також меншим.

У осіб зрілого віку показники автономної нервової регуляції і серцевої діяльності мають оптимальніші значення. Значення моди, амплітуди моди і варіаційного розмаху вказують на більш виражений вагусний вплив на серцеву діяльність у осіб зрілого віку, особливо першого періоду, що позитивно впливає на рівень адаптаційних можливостей цих осіб.

Ключові слова: автономна регуляція, серцева діяльність, варіабельність серцевого ритму, вікові періоди, адаптація

Для здорової людини характерні різноманітні і високочутливі механізми автономної регуляції, що забезпечують гомеостатичну рівновагу. В процесі адаптації до мінливих умов зовнішнього середовища відбувається мобілізація цілого комплексу специфічних і неспецифічних реакцій відповіді багатьох систем організму. При цьому роль вегетативної нервової системи є вирішальною в процесах регуляції, координації та адаптації діяльності органів у зв'язку з потребами організму. Для вивчення вегетативних функцій використовують різноманітні методи. З метою аналізу механізмів вегетативної регуляції досліджують життєві процеси і фізіологічні параметри, що є високочутливими до регуляторних впливів з боку нервової системи. Серед них окремі фізіологічні рефлекси, зокрема, ортостатичний, співвідношення йонів K^+ і Ca^{2+} у крові, або відповідь організму на фармакологічні препарати, що впливають на вегетативну активність [5, 10, 12, 14, 15].

Тісна взаємодія симпатичного та парасимпатичного відділів вегетативної нервової системи (ВНС) та гуморальних і рефлексорних впливів забезпечує координуючу функцію та досягнення оптимальних результатів в плані адаптації до умов внутрішнього та зовнішнього середовища, що змінюються. Відхилення в цих регулюючих системах передують гемодинамічним, метаболічним, енергетичним порушенням, що робить їх найбільш ранніми прогностичними негативними ознаками для обстежуваного. Залежний від багатьох регуляторних механізмів, серцевий ритм є індикатором цих відхилень, показником реакції організму на екзо- та ендо- генні подразники. Протягом останніх років доведено взаємозв'язок між функціональними особливостями автономної нервової регуляції та характеристикою серцевої діяльності, яку справедливо вважають відображенням адаптаційних можливостей організму [1, 4, 8, 9, 12–15].

Підвищенню об'єктивності та інформативності вивчення регуляторних систем організму чи окремих органів сприяє використання сучасних цифрових апаратних методів дослідження. В їх основі лежить одночасна реєстрація багатьох показників з наступною математичною обробкою отриманих результатів за допомогою відповідних комп'ютерних програм, що дозволяє адекватно описувати об'єкт дослідження. Такий мультипараметричний аналіз спирається на математичну обробку інтервалограм, які є часовими складовими будь-якої вегетативної функції. Одним із способів отримання мультипараметричної інформації є дослідження варіабельності серцевого ритму шляхом математичної обробки кардіосигналу [2, 3, 7, 16, 17]. Динамічні параметри електрокардіосигналу як одного з найбільш доступних для дослідження біоелектричних сигналів містять усю повноту інформації про стан органів та систем організму людини і тварин. Тому дослідження варіабельності серцевого ритму має важливе прогностичне та діагностичне значення. Одним з актуальних напрямів дослідження з використанням цього методу є виявлення вікових особливостей автономної нервової регуляції та серцевої діяльності [10, 13, 14].

Метою роботи було вивчити особливості автономної нервової регуляції та серцевої діяльності в практично здорових осіб чоловічої і жіночої статі юнацького та зрілого віку.

Матеріал і методи досліджень

Дослідження здійснювали за допомогою приладу комплексної комп'ютерної діагностики «Омега-М», що призначений для мультипараметричного аналізу біологічних ритмів організму людини, виділених з електрокардіосигналу у широкій частотній смузі. Особливості автономної нервової регуляції та серцевої діяльності вивчали за допомогою програм варіаційного аналізу ритмів серця (BAPC) і нейродинамічного аналізу.

У дослідженні взяли участь 133 практично здорові особи чоловічої і жіночої статі різного віку. Розподіл осіб здійснювали згідно схеми поділу на вікові періоди постнатального розвитку людини А. А. Маркосяна (1979) [6]. Контингент обстежених поділили на три групи: 17–18 років – перша вікова група (юнацький вік), особи 21–22 років – друга вікова група (перший період зрілого віку), особи віком 40–55 років склали третю вікову групу (другий період зрілого віку). Обстеження здійснювали у період з 14-ої до 16-ої години після 15-хвилинного відпочинку. Записи сигналів тривали протягом 5 хв. лежачи.

Досліджували наступні показники, отримані за допомогою програми BAPC: особливості автономної регуляції (функціональний рівень і резерви автономної нервової системи), показники автономної регуляції і гістограми (мода, амплітуда моди, варіаційний розмах); серцевої діяльності (частота серцевих скорочень (ЧСС), вегетативний показник ритму (ВІР), показник адекватності процесів регуляції (ПАІР), індекс напруженості (ІН), індекс вегетативної рівноваги (ІВР)), за допомогою програми нейродинамічного аналізу досліджували інформаційну взаємодію між біоритмами серця і розподіл нейродинамічних кодів за ступенем порушення їх структури. Отриманий цифровий матеріал обробляли статистично [11].

Результати досліджень та їх обговорення

В обстежуваних 1-ої вікової групи індекс вегетативної рівноваги, що вказує на співвідношення між активністю симпатичного і парасимпатичного відділів вегетативної нервової системи, становить в середньому $98,52 \pm 3,48\%$ і $100,71 \pm 4,63\%$ в осіб чоловічої і жіночої статі відповідно, що відповідає нормі (табл. 1). Значення ЧСС склало в середньому $74,50 \pm 4,27$ уд./хв. у чоловіків, а в осіб жіночої статі – $78,30 \pm 3,49$ уд./хв. Вегетативний показник серцевого ритму, який характеризує вегетативний баланс з точки зору активності автономного контура регуляції, у групі юнаків чоловічої статі має значення $0,40 \pm 0,01$, рівень ПАІР становив $41,61 \pm 1,09$, дещо іншими були значення цих показників в осіб жіночої статі – $0,41 \pm 0,02$ і $38,83 \pm 2,01$ відповідно. Істотно вищим в осіб жіночої статі був показник ІН регуляторних систем: $79,22 \pm 3,38$, тоді як в юнаків його значення становило $72,32 \pm 3,51$, що свідчить про відносно нижчий рівень адекватності регуляторних процесів в осіб жіночої статі цього віку.

Таблиця 1

Характеристика показників серцевої діяльності, $M \pm m$

Досліджувані показники Група обстежуваних	Вегетативний показник ритму (норма 0,25-0,60)		Показник адекватності процесів регуляції (норма 15-50)		Індекс напруженості (норма 10-100)		Частота серцевих скорочень (норма 60-90 уд./хв.)		Індекс вегетативної рівноваги (норма 35-145)	
	чол.	жін.	чол.	жін.	чол.	жін.	чол.	жін.	чол.	жін.
Перша група (17-18 років)	0,40 $\pm 0,01$	0,41 $\pm 0,02$	41,61 $\pm 1,09$	38,83 $\pm 2,01$	72,32 $\pm 3,51$	79,22 $\pm 3,38$	74,50 $\pm 4,27$	78,30 $\pm 3,49$	98,52 $\pm 3,48$	100,71 $\pm 4,63$
Друга група (21-22 роки)	0,36 $\pm 0,01$	0,37 $\pm 0,01$	43,90 $\pm 2,11$	42,52 $\pm 1,96$	65,84 $\pm 3,12$	73,42 $\pm 4,17$	69,30 $\pm 2,62$	74,41 $\pm 3,25$	104,30 $\pm 4,74$	106,50 $\pm 5,48$
Третя група (40-55 років)	0,37 $\pm 0,02$	0,38 $\pm 0,02$	44,52 $\pm 1,84$	46,01 $\pm 3,08$	68,51 $\pm 3,73$	74,83 $\pm 3,85$	70,81 $\pm 3,24$	76,93 $\pm 2,73$	103,23 $\pm 4,26$	105,83 $\pm 5,85$

Аналіз варіабельності серцевого ритму показав, що у 80,00% обстежених чоловічої статі цієї вікової групи рівень автономної нервової регуляції відповідає нормі. При цьому у 40,00% спостерігали високий рівень функціональних резервів і лише у 20,00% осіб функціональні резерви є нижчими норми, однак і в цьому випадку ознаки вегетативної дисфункції відсутні. Оптимальний рівень показників автономної нервової регуляції відзначено у 72,70%

обстежених жіночої статі юнацького віку, серед яких у 27,30% осіб функціональні резерви високі, а в 45,50% відповідають нормі.

За результатами гістограми показник моди має високе числове значення і становить в юнаків у середньому $865,15 \pm 21,25$, а в осіб жіночої статі – $848,17 \pm 25,36$ (табл. 2). Значення амплітуди моди, що відображує ступінь ригідності ритму серця, склало $39,21 \pm 1,42\%$ в юнаків і $41,10 \pm 2,09\%$ в осіб жіночої статі, що можна розглядати як свідчення порівняно більшого ступеня напруженості серцевого ритму в останніх. Така різниця числових значень моди і амплітуди моди вказує на менш виражений вплив парасимпатичного контура автономної нервової регуляції в осіб жіночої статі.

Таблиця 2

Характеристика показників гістограми, $M \pm m$

Група обстежуваних	Досліджувані показники		Мода (Мо), норма 700-900		Амплітуда моди (АМо), норма 30-50		Варіаційний розмах (ВР), норма 0,15-0,45	
	Стать		чол.	жін.	чол.	жін.	чол.	жін.
Перша група (17-18 років)			$865,15 \pm 21,25$	$848,17 \pm 25,36$	$39,21 \pm 1,42$	$41,10 \pm 2,09$	$0,36 \pm 0,01$	$0,35 \pm 0,01$
Друга група (21-22 роки)			$881,36 \pm 33,63$	$868,32 \pm 29,07$	$35,63 \pm 1,04$	$37,62 \pm 1,63$	$0,41 \pm 0,01$	$0,40 \pm 0,02$
Третя група (40-55 років)			$869,20 \pm 30,07$	$851,82 \pm 36,41$	$36,90 \pm 1,23$	$39,53 \pm 1,37$	$0,38 \pm 0,02$	$0,36 \pm 0,02$

Програма нейродинамічного аналізу дозволяє досліджувати розподіл нейродинамічних кодів, що характеризують інформаційну взаємодію між ритмами серця залежно від ступеня порушення їх структури. Аналіз числових значень показників кодів з нормальною, зміненою і порушеною структурою показав, що суттєвих відмінностей у їх розподілі між особами чоловічої і жіночої статі юнацького віку немає, при цьому істотно переважають коди з нормальною структурою (табл. 3).

В обстежених 2-ї вікової групи (перший період зрілого віку) середня величина ІВР становить $104,30 \pm 4,74$ і $106,50 \pm 5,48$ в осіб чоловічої і жіночої статі відповідно, тобто несуттєво перевищують показники осіб юнацького віку (табл. 1). Значення ЧСС становить в середньому $69,30 \pm 2,62$ уд./хв. у чоловіків, а в осіб жіночої статі $74,41 \pm 3,25$ уд./хв. У порівнянні з аналогічними величинами у попередній віковій групі, ці значення є меншими, що розцінюється нами як позитивний факт і свідчення ефективнішої організації діяльності серцево-судинної системи. Величина ВПР в обстежених першого періоду зрілого віку становить в середньому $0,36 \pm 0,02$, що порівняно менше показника осіб юнацької групи. Чим менше значення ВПР, тим більше вегетативний баланс зміщений в сторону переваги парасимпатичного відділу автономної нервової системи. Середнє значення ПАПР у цій групі відповідає нормі і складає $43,21 \pm 2,05$. За даними досліджень, ІН становить в середньому $65,84 \pm 3,12$ і $73,42 \pm 4,17$ в осіб чоловічої і жіночої статі відповідно, що істотно (на 6,48 і 5,80) менше значення цього показника в осіб юнацького віку.

Таблиця 3

Характеристика показників нейродинамічного аналізу, $M \pm m$

Характеристика структури коду		Перша група (17-18 років)		Друга група (21-22 роки)		Третя група (40-55 років)	
Стать		чол.	жін.	чол.	жін.	чол.	жін.
Гістограма кодів	Коди з нормальною структурою (50-100 %)	$60,84 \pm 1,78$	$59,22 \pm 1,74$	$65,18 \pm 2,06$	$64,50 \pm 2,75$	$74,45 \pm 4,41$	$71,34 \pm 3,94$
	Коди з зміненою структурою (норма 0-60%)	$39,17 \pm 2,16$	$40,48 \pm 1,62$	$34,09 \pm 1,37$	$34,64 \pm 1,60$	$24,59 \pm 0,84$	$27,14 \pm 1,26$
	Коди з порушеною структурою (норма 0-10 %)	–	$0,31 \pm 0,02$	$0,83 \pm 0,06$	$0,86 \pm 0,03$	$0,96 \pm 0,07$	$1,52 \pm 0,03$

Дослідження функціонального рівня вегетативної нервової системи чоловіків першого періоду зрілого віку показало, що вегетативна регуляція відповідає нормі, а функціональні резерви високі у 70,00% обстежених. Слід відзначити, що, на відміну від юнацької вікової групи, осіб із зниженими функціональними резервами в обстежених цього віку не спостерігали. В осіб жіночої статі 2-ї групи високі функціональні резерви автономної нервової системи і оптимальний рівень її функціональної активності відзначено у 58,30% обстежених, що на 11,70% менше, ніж в осіб чоловічої статі цього віку, однак суттєво перевищує аналогічне значення в осіб жіночої статі 1-ї вікової групи. Цей факт слід розглядати як свідчення істотного зростання рівня функціональної ефективності автономної нервової системи в обстежених жіночої статі, що узгоджується із суттєвим зменшенням числа осіб з низькими функціональними резервами автономної регуляції: 8,31% проти 27,23% у групі юнацького віку.

Аналіз показників гістограми виявив, що в осіб чоловічої статі другої вікової групи показник моди становить в середньому $881,36 \pm 33,63$ і є на 16,2 більше, ніж в осіб юнацького віку (табл. 2). Цей факт можна розглядати як свідчення зростання впливу блукаючого нерва на синусний вузол серця. Показник амплітуди моди в обстежених цієї групи є меншим відносно аналогічних величин в осіб юнацького віку і становив $35,63 \pm 1,04$. В осіб жіночої статі другої вікової групи показник моди становить в середньому $868,32 \pm 29,07$, що на 20,1 більше, ніж в осіб юнацького віку. Показник амплітуди моди в осіб жіночої статі має середнє значення $37,62 \pm 1,63$ – на 3,48 менше, ніж в обстежених першої вікової групи і є свідченням зростання регуляторних впливів парасимпатичного автономного контура на синусний вузол серця.

Аналіз числових значень показників гістограми кодів дозволив встановити наступне. Число кодів з нормальною структурою в осіб чоловічої статі 2-ї групи є більшим, ніж в осіб юнацького віку і становить $65,18 \pm 2,06\%$ (табл. 3). Однак, середнє значення кодів з порушеною структурою в цих осіб становило $0,83 \pm 0,06\%$, тоді як в обстежених юнацького віку кодів з такою характеристикою не реєстрували взагалі. Число кодів з нормальною структурою зросло також в осіб жіночої статі 2-ї групи і становило $64,50 \pm 2,75\%$, що на 5,28% більше, ніж в осіб юнацького віку. Число кодів зі зміненою структурою в обстежених склало $34,64 \pm 1,60\%$ і було на 5,91% менше аналогічного показника в осіб першої вікової групи. Отже, можна стверджувати, що в осіб жіночої статі 2-ї вікової групи показники нейродинамічних кодів, що відображають активність інформаційної взаємодії біоритмів серця, свідчать про нормалізацію і підвищення ефективності його діяльності.

Індекс вегетативної рівноваги в осіб 3-ї вікової групи (другий період зрілого віку) як чоловічої так і жіночої статі не відрізняється суттєво від аналогічного показника у 2-й групі, але помітно перевищує відповідне значення осіб юнацького віку (табл. 1). У чоловіків ЧСС становить в середньому $70,81 \pm 3,24$ уд./хв, тобто суттєво не відрізняється від показника осіб 2-ї вікової групи, але є меншим показника осіб юнацького віку. В осіб жіночої статі цей показник становить в середньому $76,93 \pm 2,73$ уд./хв, що також є менше відносно значення в осіб юнацького віку. За даними досліджень, ІН в осіб 3-ї вікової групи, незалежно від статі, неістотно зростає відносно показників 2-ї групи, однак залишається меншим, ніж в осіб юнацького віку. Цей факт можна розцінити як вікову стабілізацію рівня напруженості регуляторних систем.

Дослідження рівня функціонування вегетативної нервової системи в осіб другого періоду зрілого віку показало, що у всіх обстежених вегетативна регуляція, як і резерви регуляції відповідають нормі. При цьому 66,64% осіб чоловічої статі і 58,35% осіб жіночої статі мають високі функціональні резерви автономної нервової регуляції.

Згідно показників гістограми в осіб 3-ї вікової групи, незалежно від статі, показник моди зберігає високе числове значення і становить в середньому $860,51 \pm 51,00$, що, однак, на 14,33 менше значення відповідного показника у 2-й групі. Отже, в осіб другого періоду зрілого віку ступінь ваготонії є меншим, ніж у представників першого періоду зрілого віку, однак залишається вищим відносно обстежених юнацького віку.

Кількісний показник кодів з нормальною структурою в осіб чоловічої статі другого періоду зрілого віку становить $74,45 \pm 4,41\%$, що на 13,61% і 9,27% більше відповідних значень в осіб 1-ї і 2-ї вікових груп. Порівняно меншим є число кодів з нормальною структурою в осіб

жіночої статі – $71,34 \pm 3,94\%$, однак це на $12,12\%$ і $6,84\%$ більше відносно відповідного показника в осіб 1-ї і 2-ї груп. Такий якісний розподіл нейродинамічних кодів є свідченням високого рівня ефективності інформаційної взаємодії біоритмів серця в осіб зрілого віку. Однак, як і серед обстежених першого періоду зрілого віку, в осіб 3-ї групи присутні нейродинамічні коди з порушеною структурою, число яких в склало в середньому $0,96 \pm 0,07$ і $1,52 \pm 0,03\%$ серед чоловіків і жінок відповідно.

Висновки

В осіб юнацького віку, незалежно від статі, відзначено найменші середні значення показників моди, варіаційного розмаху та індексу вегетативної рівноваги, тоді як амплітуда моди мала найбільше значення. Це можна розглядати як свідчення менш вираженого впливу парасимпатичного контура автономної нервової регуляції, що підтверджується також більшою частотою серцевих скорочень і вищим рівнем напруженості регуляторних систем. Рівень ефективності інформаційної взаємодії між біоритмами серця порівняно з особами зрілого віку є нижчим, про що свідчить співвідношення між нейродинамічними кодами з нормальною і зміненою структурою. Однак, в осіб юнацького віку менша кількість кодів з порушеною структурою.

Показники автономної нервової регуляції та серцевої діяльності мають оптимальніші значення в осіб зрілого віку. Зокрема, підвищується активність автономного контура нервової регуляції, зростають показники адекватності процесів регуляції та індексу вегетативної рівноваги. Показники моди, амплітуди моди і варіаційного розмаху вказують на більш виражений вагусний вплив на серцеву діяльність в осіб зрілого віку, особливо першого періоду, що позитивним чином впливає на серцеву діяльність і рівень адаптаційних можливостей цих осіб.

1. Баевский Р. М. Оценка адаптационных возможностей сердечного ритма и риск развития заболевания / Р. М. Баевский, Г. Г. Иванов. – М. : Медицина, 1997. – 236 с.
2. Богданова Э. А. Типологические особенности структуры сердечного ритма здорового человека / Э. А. Богданова, Э. М. Кутерман, А. А. Платонова // Теория и практика автоматизации электрокардиографических и клинических исследований. – Каунас, 1981. – С. 181.
3. *Вариабельность сердечного ритма*: теоретические аспекты и возможности клинического применения. – СПб : Научно-исследов. лаборатория «Динамика». – 2002. – 27 с.
4. Вейн А.М. Заболевания вегетативной нервной системы / А. М. Вейн. – М. : Медицина, 1991. – С. 10–12.
5. Галеев А. Р. Состояние школьников с учетом их возрастных особенностей и уровня физической активности : автореф. дис. на соискание науч. степени канд. биол. Наук. Спец. "Физиология человека и животных" /А. Р. Галеев. – Новосибирск, 1999. – 22 с.
6. Ермолаев Ю. А. Возрастная физиология: учебн для студ. высш. учебн. завед. / Ю. А. Ермолаев. – М. : Высшая школа, 1985. – С.42–48.
7. Зарубин Ф. Е. Вариабельность сердечного ритма: стандарты измерения, показатели, особенности метода / Ф. Е. Зарубин // Вестник аритмологии. – 1998. – № 10. – С. 25–30.
8. Коваленко С.О. Вариабельність серцевого ритму у людей з різною частотою дихання / С. О. Коваленко, Л. І. Кудій, О. В. Каленіченко // Фізіол. журн. – 2004. – Т.50, № 6. – С. 43–47.
9. Коркушко О. В. Вариабельность ритма сердца у здоровых лиц и пациентов с ишемической болезнью сердца пожилого возраста / О. В. Коркушко, А. В. Писарук, В. Ю. Лишневецкая, Ю. Н. Чеботарева [Електронний ресурс]. Режим доступу : http://www.rql.kiev.ua/cardio_j/2002/5/korkushko.htm.
10. Коркушко О. В. Анализ вегетативной регуляции сердечного ритма на различных этапах индивидуального развития человека / О. В. Коркушко, В. Б. Шатило, Т. В. Шатило // Физиология человека. – 1991. – Т. 17, № 2. – С. 31–39.
11. Лакин Г.Ф. Биометрия: Учебное пособие для биологических вузов / Г.Ф. Лакин. – М. : Высшая школа, 1980. – 293 с.
12. Ноздрачев А. Д. Современные способы оценки функционального состояния автономной (вегетативной) нервной системы / А. Д. Ноздрачев, Ю. В. Щербатых // Физиология человека. – 2001. – Т. 27, № 6. – С. 95–101.
13. Суликовская О. В. Жизнеугрожающие аритмии у детей с вегетативными дисфункциями / О. В. Суликовская, В. Г. Майданник // Мат. IX Конгресса педиатров России «Актуальные проблемы

- педиатрии». 10-12 февраля 2004 г., Москва. – Вопросы современной педиатрии. – Т. 3 (приложение № 1). – С. 262.
14. Суліковська О. В. Дослідження варіабельності ритму серця у дітей з вегетативними дисфункціями / О. В. Суліковська, В. Г. Майданник // Педіатрія, акушерство та гінекологія. – 2002. – №6. – С. 13–17.
 15. Ткаченко Л. М. Вегетативні кореляти емоційного напруження у осіб з різним станом автономної нервової системи / Л. М. Ткаченко, Г. С. Передерій // Фізіологічний журнал. – 2000. – № 6. – С. 61–66.
 16. Ярилов С. В. Физиологические аспекты новой информационной технологии анализа биофизических сигналов и принципы технической реализации / С. В. Ярилов. – СПб : Научно-исследов. лаборатория «Динамика». – 2001. – 47 с.
 17. Malliani A. Powerspectrum analysis of heart rate variability: a tool to explore neural regulatory mechanisms / A. Malliani, F. Lombardi, M. Pagani // Br. Heart J. – 1994. – Vol. 71, № 1. – P. 1–5.

Е.С. Волошин, И.Б. Чень

Тернопольский национальный педагогический университет им. Владимира Гнатюка, Украина

ОСОБЕННОСТИ АВТОНОМНОЙ НЕРВНОЙ РЕГУЛЯЦИИ И СЕРДЕЧНОЙ ДЕЯТЕЛЬНОСТИ У ЛИЦ РАЗНОГО ВОЗРАСТА

У лиц юношеского возраста значения показателей моды и ее амплитуды, вариационного размаха и индекса вегетативного равновесия свидетельствуют о менее выраженном влиянии парасимпатического контура автономной нервной регуляции. Уровень эффективности информационного взаимодействия между биоритмами сердца по сравнению с лицами зрелого возраста является также меньшим.

У лиц зрелого возраста показатели автономной нервной регуляции и сердечной деятельности имеют более оптимальные значения. Значение моды, амплитуды моды и вариационного размаха указывают на более выраженное вагусное влияние на сердечную деятельность у лиц зрелого возраста, особенно первого периода, что положительным образом влияет на уровень адаптационных возможностей этих лиц.

Ключевые слова: автономная регуляция, сердечная деятельность, вариабельность сердечного ритма, возрастные периоды, адаптация

O.S Voloshyn, I.B. Chen

Volodymyr Hnatyuk Ternopil National Pedagogical University, Ukraine

THE FEATURES OF AUTONOMOUS NERVOUS REGULATION AND CARDIAC ACTIVITY IN PERSONS OF DIFFERENT AGE

In teenagers the value of mode index, variation extent and index of autonomic balance and amplitude of mode show the lesser pronounced effect of parasympathetic contour of autonomic regulation. Level of efficiency of information interaction between heart biorhythms is lesser than in persons of middle age.

In adulthood the indices of autonomic regulation and cardiac activity have more optimal value. The value of mode and its amplitude, the value of variation scale indicate about more expressed vagal effect into cardiac activity in mature age people, especially in the first period. This has positive influence into the level of adaptive capacities of these individuals.

Keywords: autonomic regulation, cardiac activity, cardiac rhythm variation, age periods, adaptation

Рекомендує до друку

В.В. Грубінко

Надійшла 11.02.2011

УДК 574

В.П. ГАНДЗЮРА¹, Л. А. ГАНДЗЮРА²

¹Киевский национальный университет им. Тараса Шевченко

ул. Владимирская, 64, Киев 01601, Украина

²Международный центр экобезопасности

ул. Урицкого 35, Киев 03035, Украина

ОЦЕНКА ЭКОТОКСИКОЛОГИЧЕСКИХ ЭФФЕКТОВ ПО ИЗМЕНЕНИЯМ ЭНТРОПИИ СИСТЕМЫ

В ходе многолетних экспериментальных исследований установлены общие закономерности изменения энтропии био- и эко- систем при разном уровне загрязнения водоемов соединениями тяжелых металлов, что позволяет оценивать экотоксикологические эффекты по изменениям энтропии системы.

Ключевые слова: гидроэкосистемы, токсическое загрязнение, тяжелые металлы, биосистемы, энтропия

Одной из важнейших задач современной гидроэкологии является диагностика состояния экосистем, выяснение направлений и темпов их изменений в условиях антропогенной нагрузки, что возможно лишь на основе количественной оценки их состояния. Важным этапом решения этой проблемы является диагностика их «нормального» и «патологического» состояния [2], и в этом аспекте первостепенной задачей является разработка количественных критериев, способных описывать состояния среды обитания гидробионтов и гидроэкосистем в целом объективно.

Решение этой задачи видится рядом авторов как комплексная оценка состояния экосистем посредством определения изменений энтропии как меры неупорядоченности состояния системы [4-5, 11]. Источником деградирующего влияния на естественные экосистемы могут быть различные факторы как химической, так и физической природы. Оценка их в энтропийных единицах позволяет сопоставить уровни экологического влияния:

$$dS_e = dS_0 + dS_a,$$

где: dS_a – вклад окружающей среды; dS_0 – прирост энтропии, вызванный неравновесными процессами внутри системы.

Учет термодинамических характеристик среды в энтропийных единицах позволяет также количественно оценить влияние как химических, так и физических компонентов:

$$dS_a = dS_x + dS_\phi,$$

где: S_x , S_ϕ – значения антропогенной нагрузки соответственно химической и физической природы [5].

Беспрерывный обмен веществом и энергией между биоценозом и средой составляет фундаментальную основу его существования – метаболизм биоценоза, в процессе которого ему «удается освободить себя от всей той энтропии, которую он вынужден вырабатывать» [13]. Без анализа продукционно-энергетических характеристик, видимо, принципиально невозможно определять качественно различные состояния экосистемы. Поэтому не случайно, ни один из методов оценки качества воды по биологическим показателям не позволяет контролировать переход экологической системы под влиянием антропогенного пресса из одного качественного состояния к другому [1].

Рядом авторов [2–5] влияние загрязнения на экосистемы рассматривается именно как сдвиг равновесия в энтропийно-неэнтропийных процессах под влиянием антропогенной нагрузки. Энтропию можно оценивать в информационных или термодинамических величинах [9]. В условиях загрязнения окружающей среды может происходить как увеличение интенсивности метаболизма биоценоза – метаболический прогресс, так и снижение его интенсивности – метаболический регресс [1]. Важным условием метаболического прогресса является антропогенное обогащение водных экосистем биогенными элементами. Имеются сведения, что способность к питанию и его эффективность у гидробионтов возрастает при низких концентрациях некоторых веществ, считающихся ядовитыми [2]. Выяснено соотношение продукции с общим потоком энергии через популяцию [12]. Многолетними

экспериментальными и натурными исследованиями откликов пресноводного планктона на токсические загрязнения различной химической природы установлено, что разные компоненты планктона реагируют на токсические влияния неоднозначно. На фитопланктон токсиканты производят стимулирующее, угнетающее или летальное влияние – в зависимости от концентрации и продолжительности воздействия. Показателями токсического влияния является снижение интенсивности или полное прекращение фотосинтеза, изменение соотношений между первичной продукцией и деструкцией и др. [2].

Таким образом, одним из наиболее адекватных подходов к оценке качества среды может быть его характеристика по изменениям энтропии системы, однако о каких именно системах идет речь – биологических или экологических, не совсем понятно [1-4]. К тому же, кроме общих концепций, эти работы практически лишены фактического материала в отношении изменений энтропии системы в условиях токсической нагрузки.

Целью наших исследований было выяснение изменений энтропии на уровне биологических (организм, популяция) и экологических систем при разной степени хронического загрязнения водной среды ионами тяжелых металлов.

Материал и методы исследований

Опыты проводили на *Elodea canadensis* Michx., *Lemna trisulca* L., инфузории туфельке *Paramecium caudatum* Ehrenberg, гидре *Pelmatohydra oligactis* (Pallas), золотой рыбе *Carassius auratus auratus*, головастиках озерной *Rana ridibunda* Pallas и остромордой *Rana arvalis* лягушек. Источником ионов свинца был нитрат свинца $Pb(NO_3)_2$, шестивалентного хрома – бихромат калия – $K_2Cr_2O_7$, никеля – Ni_2SO_4 . Диапазон концентраций токсикантов – от подпороговых (исходя из рыбохозяйственных ПДК) и до концентраций, при которых имели место существенные отклонения значений продукционно-энергетических показателей от средних для контроля значений. Постоянную концентрацию токсикантов поддерживали путем ежедневной смены воды и внесения соответствующего количества маточного раствора для получения определенной концентрации ионов тяжелых металлов.

Определяли удельную скорость накопления энергии (Ег), эффективность ее трансформации (К) и индекс оптимальности среды для биопродукционного процесса [6].

Результаты исследований и их обсуждение

В экспериментах с *Elodea canadensis* установлено, что проявление токсических эффектов (оцениваемых в данном случае по снижению удельной скорости роста) существенно зависит от интенсивности освещения (рис. 1).

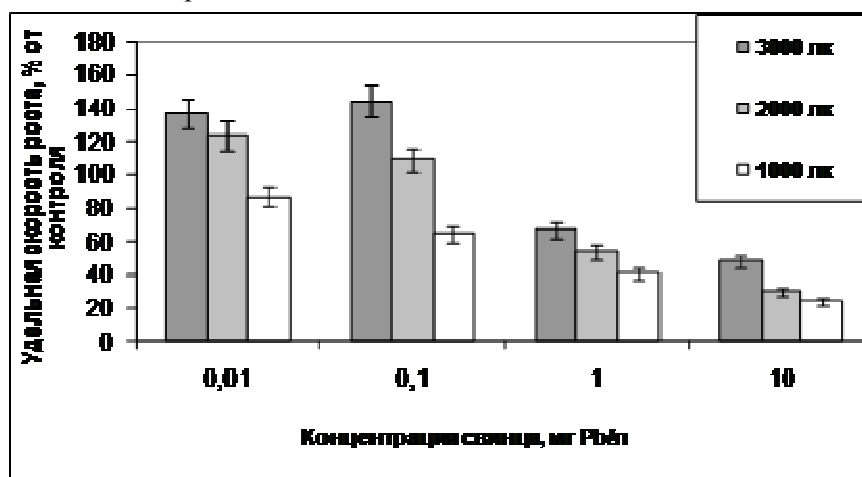


Рис. 1. Рост *Elodea canadensis* при разных концентрациях Pb^{2+} в воде и интенсивности освещения 3000, 2000 и 1000 лк, $M \pm m$; $n = 8$

Сходные результаты получены нами и в экспериментах с *Lemna trisulca*. Установлено, что при концентрации $0,01 \text{ мг/дм}^3 \text{ Pb}^{2+}$ удельная скорость роста ряски была существенно выше, чем в контроле при всех трех исследованных нами интенсивностях освещения (рис. 2).

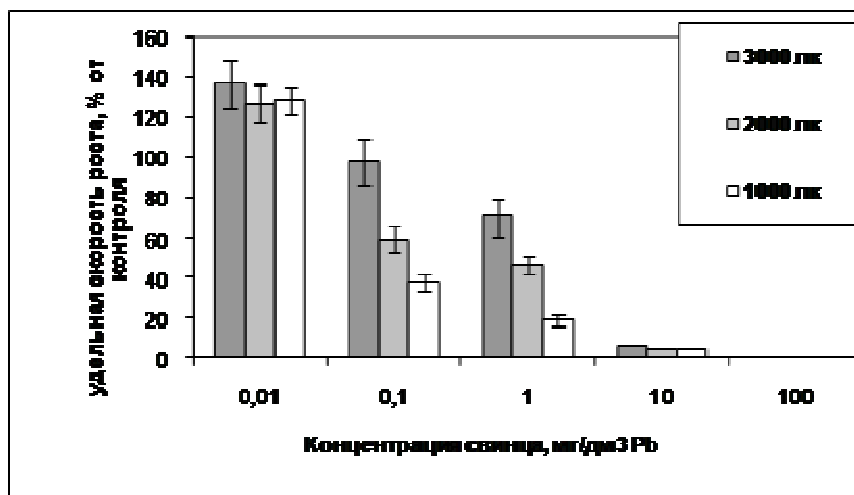


Рис. 2. Рост *Lemna trisulca* при разных концентрациях Pb^{2+} в воде и разной интенсивности освещения, $M \pm m$

Таким образом, проявление токсических эффектов в значительной мере определялся величиной доступной энергии, ограничение которой резко повышает проявление ингибирующего влияния токсикантов. Это обусловлено увеличением энергозатрат растений в токсической среде на поддержание жизнедеятельности.

В экспериментах с головастиками *Rana ridibunda* установлено, что при концентрации шестивалентного хрома от 0,001 мг/дм³ до 1,000 мг/дм³ Cr^{6+} темп роста несколько возрастает (достигая максимальных значений при 0,100 мг/дм³ Cr^{6+}), и снижается при более высоком содержании хрома в воде. Эффективность трансформации энергии при этом снижается во всем диапазоне исследованных концентраций хрома.

Известно, что интенсивность дыхания гидробионтов в токсической среде вначале возрастает, затем существенно снижается. Однако необходимо при этом иметь в виду, что исследовались, главным образом, стандартные уровни обмена, при этом пищевой обмен, общий, а тем более структура энергетического баланса оставалась мало исследованной [8]. Анализ энергетических балансов гидробионтов показал, что во всех случаях увеличение концентрации Cr^{6+} вызывает существенные изменения структуры энергетического баланса организма, в первую очередь, значительное увеличение доли стандартного обмена, в то время как другие составные изменяются гораздо менее значительно (рис. 3).

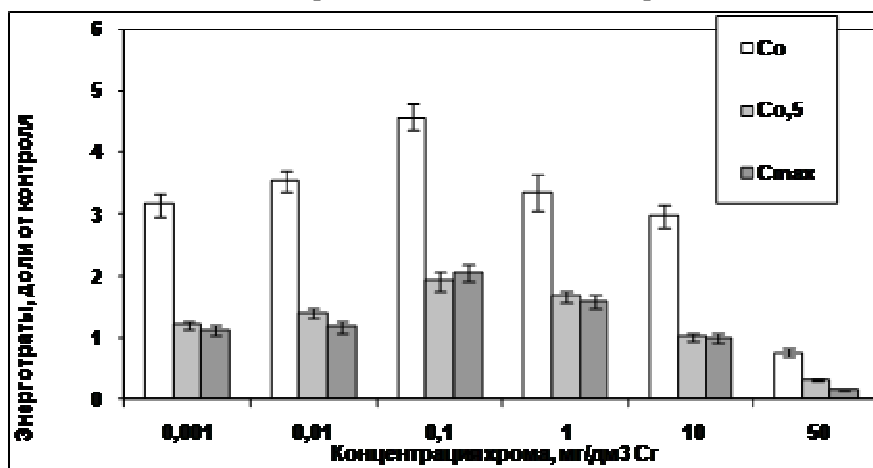


Рис. 3. Энергетические траты у личинок *Rana ridibunda* на стандартный обмен (0), пищевой обмен при питании до насыщения (1) и при рационе, составляющем половину от максимального (0,5) при разных концентрациях Cr^{6+} в воде

Установлено, что в условиях повышенного содержания Cr^{6+} в воде (в диапазоне всех исследованных концентраций) значительно уменьшаются различия между уровнем пищевого и стандартного обмена (табл. 1).

Таблица 1

Энерготраты у головастика *Rana ridibunda* при разных величинах суточного рациона в условиях различных концентраций ионов хрома в воде ($T=25^{\circ}\text{C}$)

Рацион, доли от максимального	Энергетические траты (Дж/г массы тела в сутки) при концентрации бихромата калия					
	Контроль	0,001 мг/дм ³ Cr^{6+}	0,010 мг/дм ³ Cr^{6+}	0,100 мг/дм ³ Cr^{6+}	1,000 мг/дм ³ Cr^{6+}	10,000 мг/дм ³ Cr^{6+}
0 (R_0)	295,4	933,8	1048,6	1352,4	995,4	877,8
0,5 ($R_{0,5}$)	945,0	1134,0	1323,0	1814,4	1577,8	963,2
1 (R_{\max})	1310,4	1481,2	1533,0	12695,0	2083,2	1323,0
$(R_{\max})/(R_0)$	4,4	1,6	1,5	2,0	2,1	1,5
$(R_{0,5})/(R_0)$	3,2	1,2	1,3	1,3	1,6	1,1
$R_{i0}/R_{0\text{contr}}$		3,2	3,5	4,6	3,4	3,00

Это свидетельствует о существенном снижении эффективности трансформации энергии в связи с резким увеличением доли стандартного обмена, идущей на поддержание гомеостаза и энантиостаза в условиях токсической среды.

Различия же между уровнем пищевого обмена в контроле и опыте были незначительными. Таким образом, при питании до насыщения уровень общего обмена достигает значений, близких к максимально возможным для данного организма. В токсической среде при этом происходят существенные изменения структуры энергетического баланса – резкое увеличение доли стандартного обмена.

Экспериментальное подтверждение этого получено нами в опытах по исследованию изменений массы и энергоемкости тела при голодании в условиях разных концентраций ионов хрома в воде. За последние сутки голодания уменьшение энергоемкости тела у головастика составили: в контроле – 6,50%; в условиях концентрации хрома в воде 0,001 мг/дм³ – 9,12%; при 0,01 мг/дм³ Cr^{6+} – 12,28%; при 0,1 мг/дм³ Cr^{6+} – 17,76%, при 1 мг/дм³ Cr^{6+} – 8,97% и при 10 мг/дм³ Cr^{6+} – 8,15%. Таким образом, экспериментально подтверждены наши прогнозы, высказанные на основании экспериментов по исследованию уровней дыхания и структуры энергетического баланса в токсической среде. Необходимо отметить, что и содержание сухого остатка в теле, и калорийность оказались наиболее низкими у головастика, которые содержались при концентрации хрома 0,1 мг/дм³ (меньше, чем в контроле на 8,94% по сухому остатку и на 13,24% по калорийности).

Сходные результаты получены и в экспериментах по влиянию свинца на энерготраты головастика *Rana ridibunda* (рис. 4).

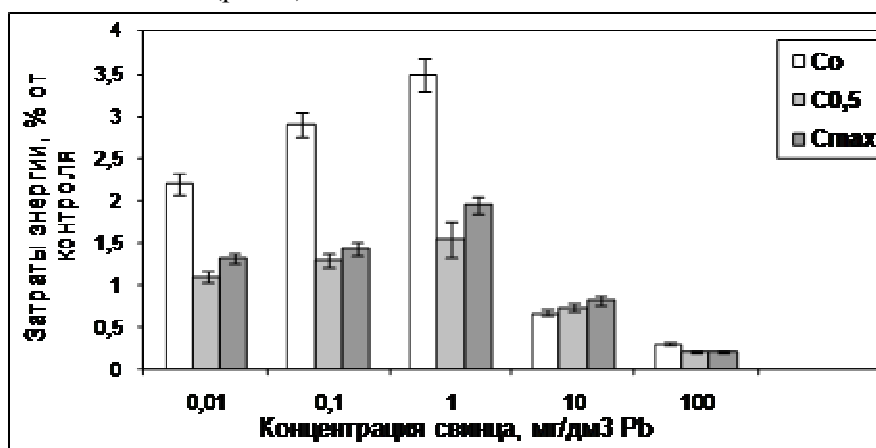


Рис. 4. Затраты энергии при голодании (C_0), питании до насыщения (C_{\max}) и рационе, составляющем половину от величины максимального ($C_{0,5}$) у головастика *Rana ridibunda* при разных концентрациях Pb^{2+} в воде, $M \pm m$

Эксперименты с личинками остромордой лягушки полностью подтвердили закономерность, установленную в опытах с головастиками озерной лягушки (рис. 5).

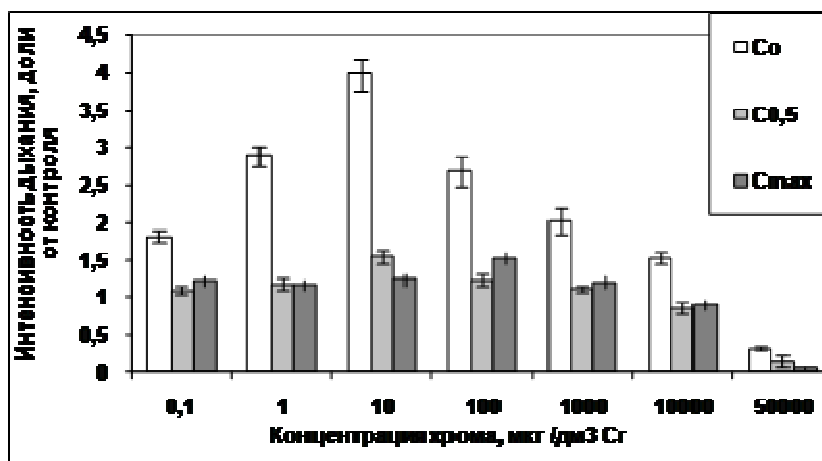


Рис. 5. Интенсивность дыхания у головастиков *Rana arvalis* при голодании (C_0), питании до насыщения (C_{\max}) и рационе, составляющем 50% от максимального ($C_{0,5}$) при разных концентрациях Cr^{6+} в воде, $M \pm m$

Сходные результаты получены нами и в экспериментах на рыбах (рис. 6)

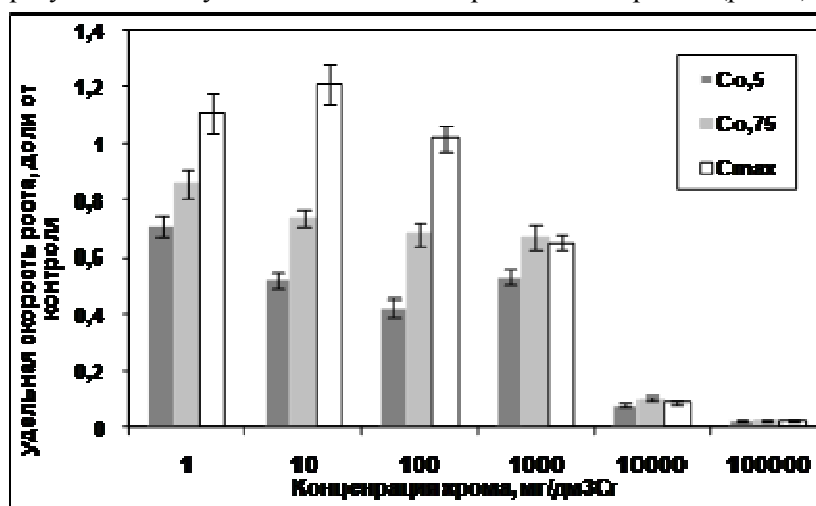


Рис. 6. Рост *Carassius auratus auratus* (возраст 1–2 месяца) при разных концентрациях Cr^{6+} в воде и величинах рациона, $M \pm m$

Полученные нами результаты полностью согласуются с теорией оптимального питания, согласно которой приспособляемость к условиям среды прямо зависит от величины поступающей в организм с рационом энергии в [10]. Уровень стандартного обмена (при голодании) в условиях повышенных концентраций ионов хрома в воде в диапазоне исследованных нами концентраций (от 0,001 мг/дм³ Cr^{6+} до 10,000 мг/дм³ Cr^{6+}) в несколько раз превышал уровень стандартного обмена в контроле, причем максимальное превышение имело место при концентрации хрома 0,100 мг/дм³ (в 4,6 раза). Обращает на себя внимание отношение пищевого обмена к стандартному. Оно имело минимальные значения при концентрации хрома 10 мг/дм³, что свидетельствует о том, что в этих условиях вся доступная организму энергия используется лишь на “откачивание энтропии”, т.е. на поддержание гомеостаза и энантиостаза, а на накопление энергии у биосистемы резервов уже не остается.

Минимальная интенсивность стандартного обмена отмечена в контроле. При этом величина стандартного или основного обмена рассматривается как минимальные энергетические траты организма на поддержание своей жизнедеятельности, т.е. на

“откачивание” энтропии. Таким образом, уже при концентрации хрома 0,001 мг/дм³ существенно возрастают энергетические траты организма на поддержание своей жизнедеятельности. Нами установлено увеличение интенсивности стандартного обмена пропорционально возрастанию концентрации ионов хрома в воде. Максимальное его значение отмечено при 0,100 мг/дм³ Cr⁶⁺. Дальнейшее увеличение уровня токсичности среды приводит к снижению как стандартного, так и общего обмена, что связано с угасанием функциональной активности организма в этих условиях. Таким образом, этот уровень токсичности можно считать верхней границей загрязнения, с которым организм еще может справиться путем интенсификации «откачивания» энтропии ценой существенного увеличения собственных энергопотерь.

В экспериментах с *Pelmatohydra oligactis* нами установлены изменения удельной скорости роста, эффективности трансформации энергии и определены индексы оптимальности среды при разной концентрации тяжелых металлов (табл. 2–3).

Таблица 2

Биопродукционные показатели у *Pelmatohydra oligactis* при разных концентрациях Cr⁶⁺ в воде, М±m, n=16

Концентрация хрома, мг/дм ³ Cr ⁶⁺	Удельная скорость роста		Валовая эффективность трансформации энергии		Индекс оптимальности среды, %
	% в сутки	% от контроля	% от энергии рациона	% от контроля	
Контроль	19,2±2,7	100,00	39,2±6,8	100,00	100
0,0005	17,8±3,1	92,71	41,0±7,3	104,59	96,96
0,0010	15,7±1,4	81,77	37,9±3,9	96,68	79,06
0,0100	15,1±2,0	78,65	31,8±7,4	81,12	63,80
0,1000	18,6±1,9	86,87	22,9±4,2	58,41	56,59
1,0000	9,0±0,8	46,87	7,2±3,8	43,88	20,57

Таблица 3

Удельная скорость накопления энергии и эффективность ее трансформации у *Pelmatohydra oligactis* при разных концентрациях Pb²⁺ в воде, М±m, n = 8

Концентрация свинца, мг/дм ³ Pb ²⁺	Удельная скорость накопления энергии		Валовая эффективность трансформации энергии		Индекс оптимальности среды, %
	% в сутки	% от контроля	% от энергии рациона	% от контроля	
Контроль	19,2±2,7	100,00	39,2±6,8	100,00	100,00
0,01	16,4±3,2	85,42	40,1±6,7	102,20	87,38
0,05	20,7±2,9	107,81	25,9±4,2	65,07	71,23
0,10	15,5±2,0	80,73	16,7±4,3	42,60	34,40
1,00	8,1±2,9	42,40	19,1±4,2	48,72	20,56
5,00	4,3±0,9	22,40	6,7±2,9	17,14	3,83

Таким образом, при увеличении соединений свинца и шестивалентного хрома у *Pelmatohydra oligactis* снижается и темп роста, и эффективность трансформации энергии, однако наиболее пропорционально степени токсической загрузки снижается значение индекса оптимальности среды (рис. 7)

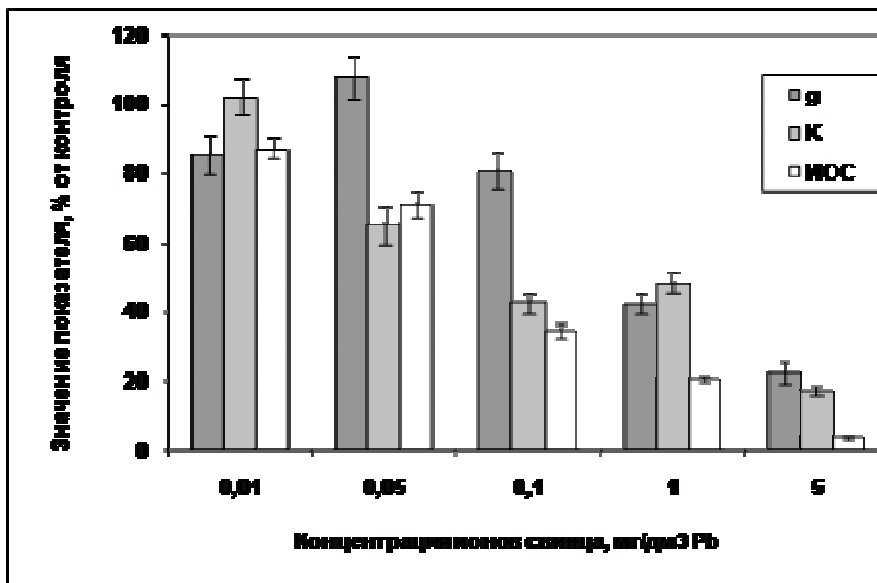


Рис. 7. Биопродукционные показатели у *Pelmatohydra oligactis* при разных концентрациях Pb^{2+} в воде, $M \pm m$

В экспериментах с *Pelmatohydra oligactis* установлено, что при концентрации Pb^{2+} в воде 0,01 мг/дм³ (что составляет 0,1 ПДК) имеют место существенные колебания значений биопродукционных показателей. Значительное повышение уровня ионов свинца в воде приводит к существенному снижению всех биопродукционных показателей, при этом амплитуда колебаний существенно снижается. Во всех случаях индекс оптимальности среды давал наиболее адекватную картину уровня токсического загрязнения среды (рис. 8).

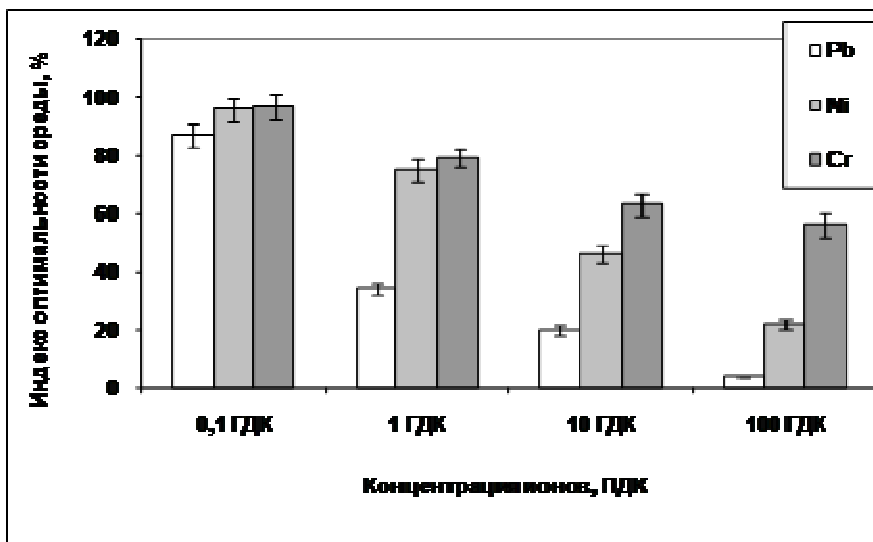


Рис. 8. Индекс оптимальности среды для *Pelmatohydra oligactis* при разных концентрациях ионов тяжелых металлов в воде, $M \pm m$

Аналогичную закономерность изменения продукционных и энергетических характеристик биосистем установлено нами и на популяционном уровне в экспериментах с культурой *Paramecium caudatum* (рис. 9).

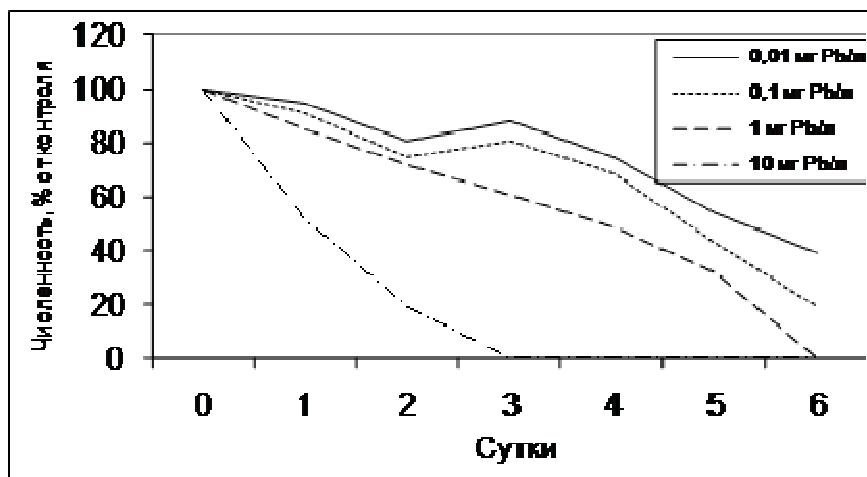


Рис. 9. Динамика численности культуры *Paramecium caudatum* при разных концентрациях Pb^{2+} в воде

Исследование роста культуры инфузории туфельки в условиях различных концентраций ионов хрома в воде показало, что наличная биомасса (и величина связанной в ней энергии) на единицу доступного потока энергии уменьшалась обратно пропорционально концентрации токсиканта (Cr^{6+}) в среде. При концентрации хрома 10 мг/л рост культуры не наблюдался, и на третьи сутки она и вовсе прекращала свое существование (рис. 10).

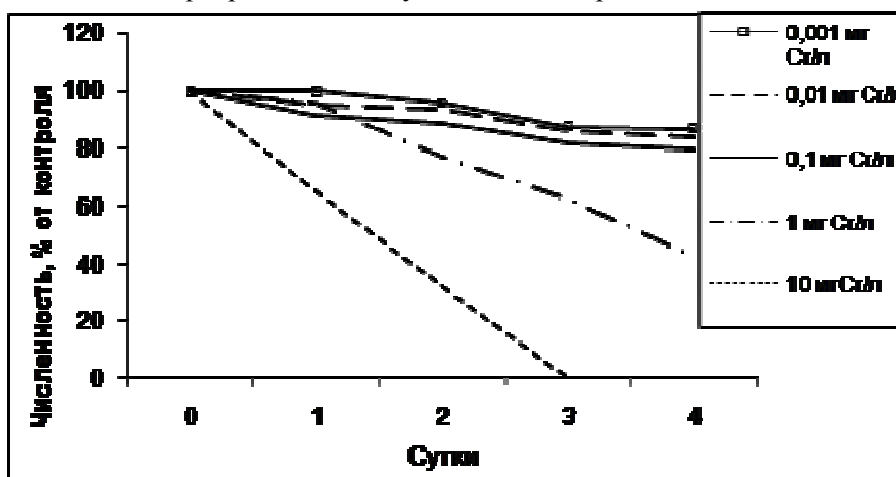


Рис. 10. Численность культуры *Paramecium caudatum* при разных концентрациях бихромата калия (Cr^{6+}) в воде

Таким образом, и на лабораторной популяции было подтверждено, что величина связанной биосистемой энергии на единицу ее доступного потока снижается обратно пропорционально возрастанию уровня токсичности среды. Следует обратить внимание на несколько обстоятельств. Во-первых, уровень стандартного обмена имел минимальные значения в контроле. А ведь именно величина стандартного обмена рассматривается как минимальные энергетические траты организма на поддержание своей жизнедеятельности, т.е. на “откачивание энтропии”. Таким образом, уже при концентрации свинца 0,01–1,00 мг/дм³ существенно возрастают энерготраты организма на поддержание своей жизнедеятельности. Причем увеличение уровня стандартного обмена пропорционально концентрации свинца в воде, достигая максимального значения при 1,00 мг/дм³ Pb^{2+} . Дальнейшее увеличение токсичности среды приводит к снижению уровня как стандартного, так и общего обмена, что связано с угасанием функциональной активности организма. Таким образом. Этот уровень токсичности можно считать верхним пределом загрязнения, с которым организм еще способен “справиться” путем интенсификации “откачивания” энтропии ценой существенного возрастания собственных энергетических трат в условиях питания до насыщения. Любое

ограничение рациона приводит к существенному снижению значений биопродукционных показателей.

Аналогичная закономерность установлена нами и на популяционном уровне. Исследования лабораторных культур инфузории туфельки при разных концентрациях ионов шестивалентного хрома в воде показало, что наличная биомасса и связанная в ней энергия на единицу доступного ее потока снижается обратно пропорционально увеличению уровня Cr^{6+} в среде: при его концентрации 10 мг/дм^3 культура прекращала свое существование уже на третьи сутки.

Эксперименты с *Pelmatohydra oligactis* показали, что наиболее адекватную картину токсического загрязнения среды ионами тяжелых металлов можно получить с использованием индекса оптимальности среды, поскольку он характеризует как скорость накопления системой энергии, так и эффективность ее трансформации. Индекс оптимальности среды снижался обратно пропорционально уровню загрязнения среды. Особое значение при этом имеет величина доступной системе энергии.

Таким образом, в условиях токсического загрязнения среды ионами тяжелых металлов в биологических системах увеличивается “производство” энтропии, на «откачивание» которой биосистемы тратят значительную часть доступной им энергии. Организм при этом способен к поддержанию определенного уровня функциональной активности. Особое значение при этом имеет величина доступной биосистеме потока энергии. Любое его ограничение в большинстве случаев существенно усиливает токсические эффекты. Система еще способна поддерживать определенный уровень гомеостаза или энантиостаза за счет существенного увеличения энерготрат на их поддержание, что приводит к значительному возрастанию энтропии в системе в целом. Дальнейшее увеличение уровня токсичности среды приводит к угасанию функционирования биологических систем, которые уже не способны поддерживать уровень своей негэнтропии ценой существенного возрастания энтропии в системе в целом. На этом этапе уровень энтропии в биосистемах возрастает, но, в связи со снижением общего уровня их метаболизма, уровень энтропии в среде (и в экосистеме в целом) снижается.

Выводы

1. По мере возрастания токсичности среды биосистемы все большую часть энергии вынуждены тратить на поддержание жизнедеятельности, что возможно лишь при наличии достаточных вещественно-энергетических ресурсов и сопровождается возрастанием энтропии в экосистеме.
2. Биосистемы способны поддерживать определенный уровень негэнтропии путем интенсификации рассеивания энергии в экосистеме, вследствие чего энтропия экосистемы возрастает.
3. Дальнейшее увеличение уровня токсичности среды вызывает возрастание уровня энтропии в биосистемах при одновременном снижении ее в экосистеме вследствие угасания жизнедеятельности биосистем.
4. Установленные закономерности позволяют оценивать проявления экотоксикологических эффектов по изменениям энтропии био- и эко- систем.

1. Абакумов В. А. Продукционные аспекты биомониторинга пресноводных экосистем / В. А. Абакумов // Продукционно-гидробиологические исследования водных экосистем. – Л. : Наука, 1987. – С. 51–61.
2. Брагинский Л. П. Теоретические аспекты проблемы “нормы и патологии” в водной токсикологии / Л. П. Брагинский // Теоретические вопросы водной токсикологии. 3-й Советско-американский симпозиум (2-6 июня 1979 г., Борок, СССР) : Мат. симпозиума. – Л. : Наука (Ленинградское отделение), 1981. – С. 29–40.
3. Брагинский Л. П. Биопродукционные аспекты водной токсикологии / Л. П. Брагинский // Гидробиологический журнал – 1988. – Т. 24, № 3. – С. 74–83.
4. Буравлев Е. П. Интегральная экологическая оценка антропогенного загрязнения водного бассейна / Е. П. Буравлев // Гидробиологический журнал – 1993. – Т. 29, № 3. – С. 64–70.
5. Буравлев С. П. Основи сучасної екологічної безпеки / Е. П. Буравлев. – Київ : Вид-во ВАН “Інститут транспорту нафти”, 2000. – 238 с.

6. Гандзюра В. П. Продукційно-енергетичні критерії оцінки якості середовища / В. П. Гандзюра // Вісник Київського ун-ту. Біологія. – 1993. – Вип. 25. – С. 36–40.
7. Иванов К. П. Энерготраты и коэффициент полезного действия биологической работы у различных животных / К. П. Иванов // Экологическая энергетика животных. Всесоюзн. совещ. 31 октября – 3 ноября 1988 г., г. Суздаль : тез. докл. – Пушино, 1988. – С. 69–71.
8. Колупаев Б. И. Дыхание гидробионтов в токсической среде / Б. И. Колупаев. – Казань : Изд-во Казан. ун-та, 1992. – 128 с.
9. Николис Дж. Динамика иерархических систем / Дж. Николис. – М. : Мир, 1989. – 488 с.
10. Михеев В. Н. Пищевое поведение животных и принцип оптимальности / В. Н. Михеев // Экологическая энергетика животных. Всесоюзн. совещ. 31 октября – 3 ноября 1988 г., г. Суздаль : Тез. докл. – Пушино, 1988. – С. 112–113.
11. Сиренко Л. А. Энтропийная оценка экологических факторов / Л. А. Сиренко, Е. П. Буравлев // Автоматика. – 1987. – № 1. – С. 48–51.
12. Умнов А. А. Соотношение продукции с общим потоком энергии через популяцию / А. А. Умнов, А. Ф. Алимов // Общие основы изучения водных экосистем. – Л., 1979. – С. 133–139.
13. Шредингер Э. Что такое жизнь с точки зрения физики ? / Э. Шредингер. – М., 1947. – 128 с.

В.П. Гандзюра, Л.О. Гандзюра

Київський національний університет ім. Тараса Шевченка, Україна
Міжнародний центр екобезпеки, Київ, Україна

ОЦІНКА ЕКОТОКСИКОЛОГІЧНИХ ЕФЕКТІВ ЗА ЗМІНАМИ ЕНТРОПІЇ СИСТЕМИ

Встановлені особливості змін ентропії в біо- і еко- системах за умов різного рівня токсичного забруднення водного середовища важкими металами. Незначне забруднення не викликає зростання ентропії в біосистемах, але призводить до зростання споживання ними енергії, що викликає зростання ентропії у середовищі. Подальше зростання рівня токсичності середовища призводить до зростання ентропії в біосистемах, пропорційному рівню забруднення, проте ентропія системи в цілому знижується, що пов'язано зі зменшенням розсіювання енергії біосистемами внаслідок згасання їх функціональної активності.

Ключові слова: гідроекосистеми, токсичне забруднення, важкі метали, біосистеми, ентропія

V.P. Gandzyura, L.O. Gandzyura

Taras Shevchenko Kyiv National University, Ukraine
International Centre for Environmental Security, Ukraine

ESTIMATION OF ECOTOXICOLOGICAL EFFECTS BY THE CHANGES OF ENTROPY OF SYSTEM

Changes of entropy in biological systems and environment under the conditions of various level of pollution of aquatic environment by heavy metals are established. The insignificant pollution does not cause the increase of entropy in bio-systems, but results to increase of energy consumption. The further increase of the level of toxic pollution of environment results to increase the entropy in bio-systems, proportional to the level of pollution, but the entropy of system at whole is reduced., which caused by reduction of their functional activity.

Keywords: aquatic ecosystems, toxic pollution, heavy metals, bio-systems, entropy

Рекомендує до друку

В.В. Грубінко

Надійшла 04.02.2011

УДК: (631.4:502.3:504.5):574

Д.Д. ГАНЖА

Державне спеціалізоване підприємство з переробки та утилізації техногенних відходів “ТЕХНОЦЕНТР”
вул. Кірова, 10, м. Чорнобиль 07270, Київська обл.

ОЦІНКА НАКОПИЧЕННЯ АТМОСФЕРНОГО ПИЛУ ЛИСТКАМИ ДЕРЕВ ТОПОЛІ В РІЗНИХ УРБЕКОЛОГІЧНИХ УМОВАХ

Досліджено накопичення атмосферного пилу листками тополі. Відпрацьовано метод фотометричної оцінки параметрів атмосферного пилу, накопичуваного листками дерев. Встановлений зв'язок між параметрами запиленості листків і урботехногенним навантаженням. Метод рекомендований для екологічної індикації, діагностики і моніторингу урбоекосистем.

Ключові слова: атмосферні домішки, екологія, зелені насадження, індикація техногенного забруднення, нефелометрія, турбідиметрія, урбоекосистема

Запорошеність приземного шару повітря є важливим параметром стану урбоекосистем, де атмосферний пил пов'язаний за походженням з літогенною основою території та техногенезом. Як й інші атмосферні домішки, пил, пропорційно до його вмісту в повітрі, седиментується на відкриті поверхні, зокрема кору та листки дерев, які використовують для індикації запорошеності приземного шару повітря [1, 2].

Метою цього дослідження є опрацювання методу фотометричної оцінки параметрів атмосферного пилу накопиченого листям дерев тополі в різних урбоекологічних умовах. Параметрами, що досліджувались є значення фотометричної оцінки кількості, розміру та щільності пиловатих часток змитих з поверхні листків дерев.

Матеріал і методи дослідження

Спостереження проведено протягом 2010 р. на 32 пікетах в урбоекосистемах Івано-Франківська, Мелітополя та Чорнобиля. Відбирали листки тополі пірамідальної (*Populus pyramidalis* Borkh.), тополі чорної (*P. nigra* L.) або їх гібридів. На кожному пікеті – не менше 50-ти листків із 5-ти й більше дерев. До аналізу проби зберігали у поліетиленових пакетах при температурі +5-10°C. Вимірювання нефелометричних одиниць каламутності води (NTU) змивів з листків дерев проводили у день відбору проб з використанням приладу контролю якості води U-10 (Horiba). Виготовлення калібрувальних розчинів та проведення вимірювань виконано згідно інструкції з експлуатації приладу. При виконанні аналізу використовували дистильовану воду. Проби заливали 300 мл. води, збовтували протягом 3 хв., зливали рідину у аналітичну комірку й проводили 5 послідовних вимірювань NTU з інтервалом 2 хв. Листки після видалення змиву для аналізу промивали послідовно 4-ма порціями води, заливали 300 мл. води витримували 30 хв., розчин зливали у аналітичну комірку і проводили вимірювання значення NTU водної витяжки з листків. Значення NTU змитого з листової поверхні пилу обчислювали згідно запропонованої нами формули:

$$NTU_{\text{пилу}} = (NTU_1 - NTU_{\text{витяжки}}) \cdot S^{-1}, \quad (1)$$

де: NTU_1 – значення каламутності змиву за першим вимірюванням; $NTU_{\text{витяжки}}$ – каламутність водної витяжки листків; S – площа поверхні листків, з якої зроблено змив.

Фотометричний седиментаційний показник складу атмосферного пилу змитого з поверхні листків (ураховує розмір й щільність пиловатих часток) обчислювали згідно запропонованої нами формули:

$$P_{\text{седимент}} \% = (NTU_1 - NTU_i) \cdot 100 \cdot NTU_1^{-1}, \quad (2)$$

де: NTU_i – значення каламутності змиву i -го вимірювання, в цьому дослідженні – 5-го. Мінімально необхідну кількість спостережень на пікеті обчислювали за рівнянням [3]:

$$n = \frac{t^2 V^2}{m^2}, \quad (3)$$

де: t – табличне значення критерію Ст'юдента (при $P=0,68$, $t=1,0$); V – коефіцієнт варіації (в %); m – задане значення точності дослідження, в нашому випадку – 10%.

Для уникнення похибки, пов'язаної з видоспецифічністю накопичення атмосферного пилу листками тополі, порівнювали значення фотометричної оцінки запыленості листя дерев на восьми пікетах в м. Івано-Франківську, м. Мелітополі та м. Чорнобиль. Достовірної різниці значень, отриманих для досліджуваних видів дерев, виявлено не було. Відповідно, паралельні результати, отримані для обох видів тополі, усереднювали.

Межа розширеної невизначеності лабораторних вимірювань, обчислена згідно існуючих рекомендацій [4], не перевищувала 5%.

Результати досліджень та їх обговорення

Для оцінки мінімально необхідної кількості спостережень при заданих параметрах точності (формула 3), в Івано-Франківську та Мелітополі було відібрано на шести пікетах окремі проби з п'яти дерев *Populus pyramidalis*. Результати спостережень показали, що для неперевикнення межі розширеної невизначеності – 30%, яка включає невизначеність позиціонування при відборі проб (10%) й лабораторних вимірювань (5%), невизначеність пов'язана із нерівномірним розподілом пилу на листі дерев не має перевищувати 15%. Для досягнення вказаного значення необхідно проводити відбір проб листків при заданих параметрах точності в середньому з 6-ти дерев (табл. 1). В міру збільшення запыленості приземного шару повітря або неоднорідності умов седиментації пилу, кількість складових (листіків з окремих дерев) сумарної проби, що відбирається на пікеті – зростатиме. Зменшити інтервал невизначеності можна або збільшення кількості обстежених дерев або повторними спостереженнями на даному пікеті.

Обстежені урбоекосистеми відрізняються за запыленістю повітря та реакцією дерев на забруднення. За цими параметрами досліджувані території можна розташувати в порядку погіршення умов в ряд: Чорнобиль, Мелітополь, Івано-Франківськ [2]. Усереднені результати спостережень за значеннями $NTU_{\text{пилу}}$ та $P_{\text{седимент}}$ узгоджуються з порівняльною оцінкою стану урбоекосистем (табл. 2).

Таблиця 1

Інтервали значень фотометричної оцінки атмосферного пилу накопиченого листками дерев тополі

Параметри	V , %, мін.-макс.	Інтервал невизначеності, %	n , мін.-макс.
$NTU_{\text{пилу}}$, $NTU/\text{см}^2$	15–28	44–84	3–8
$P_{\text{седимент}}$ %	10–33	39–98	3–11

Примітки: V , % – коефіцієнт варіації; n – мінімально необхідна кількість спостережень на пікеті обчислена за формулою 3

Таблиця 2

Усереднені значення фотометричної оцінки атмосферного пилу накопиченого листками дерев тополі

Урбоекосистема	$NTU_{\text{пилу}}$, $NTU/\text{см}^2$	V , %	$P_{\text{седимент}}$ %	V , %	$NTU_{\text{витяжки}}$, % до NTU_1	V , %
Івано-Франківськ	0,265	44	29	35	26	33
Мелітополь	0,219	24	13	40	14	57
Чорнобиль	0,104	51	18	44	17	50

Значення $NTU_{\text{витяжки}}$, що характеризує пошкодження клітинних мембран, є більшими у дерев у Івано-Франківську й Чорнобилі, де у першому випадку переважає урботехногенне забруднення, а у другому – радіаційне. В умовах Мелітополя у складі атмосферних домішок значну роль відіграє пил розвіяного ґрунту, що меншою мірою пошкоджує покривну тканину листків дерев.

Зв'язок значень фотометричної оцінки атмосферного пилу, накопиченого листками дерев тополі з параметрами урботехногенного навантаження, оцінювали методом кореляційного аналізу за результатами спостережень на 15 пікетах, закладених у Мелітополі (табл. 3).

Результати кореляційного порівняння значень фотометричної оцінки запыленості листків дерев та урботехногенного навантаження

Параметри	qAT , авт.·м ² ·год. ⁻¹	Z_c кори дерев	P_E , мкЗв/год.	$K_{б\text{уд}}$
$NTU_{\text{пилу}}$, $NTU/\text{см}^2$	0,29	0	0,34	0,62
$P_{\text{седимент}}$, %	-0,24	-0,42	0	0

Як параметри урботехногенного навантаження використано значення щільності потоку автотранспорту (qAT); показник сумарного забруднення кори дерев атмосферними поллютантами (Z_c); дозовий еквівалент літолого-геохімічної трансформації ґрунту при забудові (P_E); урбометричний показник забудованості ($K_{б\text{уд}}$) [2]. При відсутності достовірного зв'язку значення коефіцієнтів кореляції позначено у табл. 3 як "0". Найтісніший зв'язок (із коефіцієнтом кореляції 0,62) виявлено між значеннями $K_{б\text{уд}}$ та $NTU_{\text{пилу}}$. Причиною зв'язку є те, що при ущільненні забудови скорочується озелененість міст, збільшується вітрова ерозія ґрунту, засміченого будівельними відходами, зростає запыленість повітря. Вплив будівельного чинника підтверджує зв'язок значень $NTU_{\text{пилу}}$ та P_E , який показує, що використані в будівництві зола та шлаки збільшують потужності гама-випромінювання ґрунту та збагачують його пилюватою фракцією. Зростання в атмосфері частки дрібнодисперсного техногенного пилу та аерозолів викликає зростання значення Z_c кори дерев. Зворотній зв'язок (-0,42) між значеннями Z_c кори та $P_{\text{седимент}}$ листя дерев свідчить про чутливість методу до техногенного пилу, який швидше седиментується у змивах завдяки більшій щільності. Кореляції між значенням qAT , з одного боку, $NTU_{\text{пилу}}$ (0,29) та $P_{\text{седимент}}$ (-0,24), з іншого, демонструють розвіювання від доріг крупнодисперсного будівельного пилу поряд з щільним дрібнодисперсним та аерозолями. Перший утворюється при ерозії дорожнього покриття й викликає збільшення значення $NTU_{\text{пилу}}$; друге – від згоряння пального, корозії та тертя механічних деталей транспорту. Щільний, збагачений металами матеріал прискорює седиментацію завсі у змивах з листя дерев та збільшує значення $P_{\text{седимент}}$.

Висновки

Отримані результати показали, що запропонований нами метод фотометричної оцінки параметрів атмосферного пилу накопиченого листками дерев опрацьований на прикладі листків двох видів тополі може бути застосованим для екологічної індикації, діагностики та моніторингу урбоєкосистем. Метод є чутливим до оцінки генези пилу (техногенного чи природного) завдяки фотометричній оцінці кількості та динаміки седиментації пилюватих часток, змитих з поверхні листків дерев.

1. Вивчити вплив антропогенних факторів на ріст зелених насаджень міста Івано-Франківськ і розробити рекомендації по підвищенню стійкості існуючих та створенню нових насаджень / Звіт з НДР (заключний). Тема № 1/95 (ГД). Затверджено : директор УкрНДІґіріс, д. б. н. В. І. Парпан. – Івано-Франківськ, 1995. – 140 с.
2. Ганжа Д. Д. Індикаційно-діагностична оцінка поверхневого забруднення суходольних біогеоценозів (на прикладі Запорізької, Івано-Франківської областей та зони відчуження Чорнобильської АЕС) / Ганжа Д. Д. : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. біологічних наук. Спец. "Екологія". – Дніпропетровськ, 2009. – 20 с.
3. Доспехов Б. А. Методика полевого опыта / Б. А. Доспехов – М. : Колос, 1965. – 736 с.
4. Применение Руководства по выражению неопределенности измерений. РМГ 43-2001: Государственная система обеспечения единства измерений. Издание официальное. – Минск : ИПК изд-во стандартов, 2003. – 19 с.

Д. Д. Ганжа

Государственное специализированное предприятие по переработке и утилизации техногенных отходов "ТЕХНОЦЕНТР", Украина

ОЦЕНКА НАКОПЛЕНИЯ АТМОСФЕРНОЙ ПЫЛИ ЛИСТЬЯМИ ДЕРЕВЬ В РАЗЛИЧНЫХ УРБОЭКОЛОГИЧЕСКИХ УСЛОВИЯХ

Проведено исследование накопления атмосферной пыли листьями тополя. Отработан метод фотометрической оценки параметров атмосферной пыли, накапливаемой листьями деревьев. Установлена связь между параметрами запыленности листьев и урботехногенной нагрузкой.

Метод рекомендован для экологической индикации, диагностики и мониторинга урбоэкосистем.

Ключевые слова: атмосферные примеси, зеленые насаждения, индикация техногенного загрязнения, нефелометрия, турбидиметрия, урбоэкосистема

D.D. Ganzha

State specialized enterprise technogenic waste treatment and disposal centre "TECHNOCENTRE", Ukraine
ESTIMATION OF TREES LEAVES ATMOSPHERIC DUST ACCUMULATION IN DIFFERENT URBAN ECOLOGY CONDITIONS

The study of *Populus leaves* atmospheric dust accumulation. Photometric method for estimation of atmospheric dust parameters, which accumulates the leaves of trees worked out. The relationship between the parameters of dust and leaves technogenic load. Method is recommended for environmental indicator, diagnostics and monitoring urbanized ecosystems.

Keywords: atmospheric pollutants, greenery, ecology, indication of man-caused contamination, nephelometry, turbidimetry, urbanized ecosystems

Рекомендує до друку

Надійшла 24.02.2011

В.В. Грубінко

УДК [577.34:(53.084.89:581.526.3)] (285)

Х.Д. ГАНЖА

Інститут гідробіології НАН України
пр.-т Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210

ФІЗИКО-ХІМІЧНІ ФОРМИ ЦЕЗІЮ-137 ТА СТРОНЦІЮ-90 У ВЕГЕТАТИВНИХ ОРГАНАХ ОЧЕРЕТУ ЗВИЧАЙНОГО

Виявлені відмінності у розподілі фізико-хімічних форм радіонуклідів у вегетативних органах *Phragmites australis*. Питома активність ^{137}Cs значно переважає ^{90}Sr у всіх вегетативних органах очерета звичайного. Накопичення як ^{137}Cs , так і ^{90}Sr переважає у відмерлих минулорічних листках. Найменше накопичується радіонуклідів у стеблі.

Ключові слова: Чорнобильська зона відчуження, очерет звичайний, фізико-хімічні форми радіонуклідів, стронцій-90, цезій-137

Розподіл радіонуклідів у водних екосистемах значною мірою визначається особливостями їх абіотичних та біотичних компонентів. Порівняно з іншими представниками водної біоти вища водяна рослинність є основним компонентом водних біоценозів [5]. В колообігу речовини та енергії в водних екосистемах макрофітам належить провідна роль. Продукуючи в процесі сезонного розвитку велику кількість біомаси, водна рослинність поглинає значну кількість радіонуклідів з водного середовища. Довгоіснуючі ^{90}Sr і ^{137}Cs як хімічні аналоги біогенних елементів кальцію і калію інтенсивно накопичуються водними рослинами і є нині основними дозоутворюючими радіонуклідами у водоймах, що зазнали впливу аварії на Чорнобильській АЕС. У зв'язку з цим дослідження фізико-хімічних форм радіонуклідів у найбільш поширених видів водної рослинності має важливе значення для розуміння біогеохімічних процесів міграції та перерозподілу радіоактивних речовин у компонентах прісноводних екосистем.

Метою роботи було вивчення розподілу фізико-хімічних форм радіонуклідів у вегетативних органах *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. з оз. Глибоке Чорнобильської зони відчуження (ЧЗВ).

Матеріал і методи дослідження

Розподіл фізико-хімічних форм ^{90}Sr і ^{137}Cs радіонуклідів вивчали в типового представника вищої водяної рослинності заплавної водойми Полісся – очереті звичайному. Очерет –

багаторічна трав'яниста рослина, яка займає великі площі у літоральній зоні водойм та утворює значну кількість біомаси. Кореневище очерету повзуче та може сягати до 10 м і більше, стебло пряме до 4 м висотою, листорозміщення чергове, листя лінійно-ланцетне, плоске, жорстке [4].

Дослідження фізико-хімічних форм ^{90}Sr і ^{137}Cs проводили методом послідовної екстракції згідно методики [7].

Відбір проб очерета звичайного проводили з використання методів загальноприйнятих в гідробіологічних дослідженнях [2, 3]. Рослини викопували разом з корінням. Для аналізу відібрані рослини ділили на вегетативні органи: листя, стебло та стеблові корені. В аналізі також було використане відмерле минулорічне листя.

Таблиця 1

Схема фракціонування біомаси *Phragmites australis*

№ з/п	Фракція	Хімічний реагент
1	розчинені позаклітинні катіони	$\text{H}_2\text{O}_{\text{дист.}}$
2	сорбовані позаклітинні слабкозв'язані катіони	NiCl_2 20mM
3	сорбовані позаклітинні катіони	EDTA 20mM
4	внутріклітинні катіони	HNO_3 (1 M)
5	катіони, зв'язані з органічною речовиною	35% $\text{H}_2\text{O}_2 + \text{HNO}_3$
6	мінеральна фракція	$\text{HCl}_{\text{конц.}}$

Вимірювання ^{137}Cs в пробах проводили на гамма-спектрометрі SBS-30. Радіохімічне виділення ^{90}Sr проводили за оксалатною методикою з подальшим вимірюванням питомої активності на установці малого фону УМФ-2000 його дочірнього продукту – ітрію-90 [5].

Результати досліджень та їх обговорення

Оз. Глибоке знаходиться на лівому березі річки Прип'ять на відстані біля 7 км на північний-схід від ЧАЕС. Озеро характеризується високими рівнями радіонуклідного забруднення у всіх компонентах екосистеми озера [1, 6].

Аналіз вегетативних органів *Phragmites australis* показав найбільше накопичення ^{137}Cs у відмерлих минулорічних листках; в молодих листках – 23 кБк/кг; додаткові стеблові корені накопичили приблизно 10 кБк/кг; найменше ^{137}Cs в стеблі (1 кБк/кг).

Дослідження фізико-хімічних форм ^{137}Cs у вегетативних органах *Phragmites australis* показало такі результати (рис. 1):

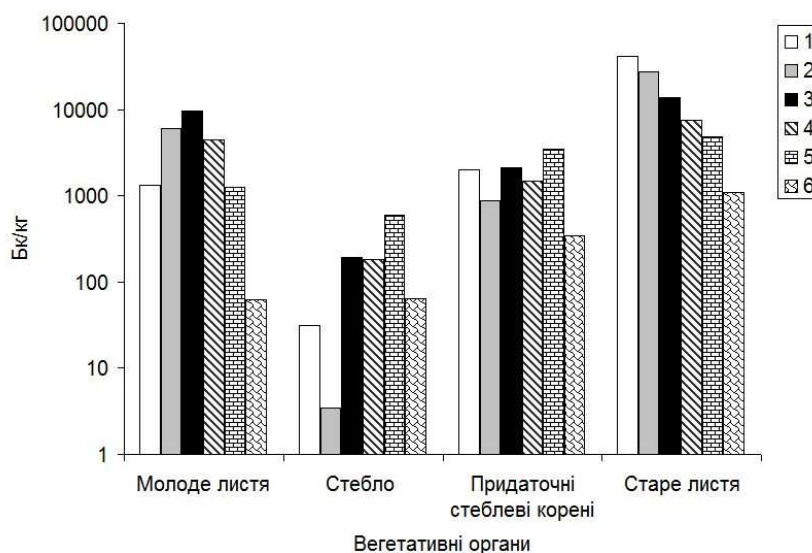


Рис. 1. Розподіл фізико-хімічних форм ^{137}Cs у вегетативних органах *Phragmites australis*. 1) розчинені позаклітинні катіони; 2) сорбовані позаклітинні слабкозв'язані катіони; 3) сорбовані позаклітинні катіони; 4) внутріклітинні катіони; 5) катіони, зв'язані з органічною речовиною; 6) мінеральна форма*

В молодих листках найбільший вміст радіонукліда відмічений в сорбованих позаклітинних слабкозв'язаних та сорбованих позаклітинних та внутріклітинних катіонах.

Приблизно однаковий вміст ^{137}Cs в обмінній та зв'язаній з органічною речовиною формах. Найменший вміст зафіксовано в мінеральному залишку.

В стеблі спостерігається дещо інший розподіл. Найбільший вміст ^{137}Cs виявлено в катіонах, зв'язаних з органічною речовиною. Значно менше радіонукліда виявлено в сорбованих позаклітинних та внутріклітинних катіонах. Незначний вміст ^{137}Cs показали обмінна форма та мінеральний залишок. Найменше радіонукліду було в сорбованих позаклітинних слабкозв'язаних катіонах.

В придаткових стеблових коренях розподіл фізико-хімічних форм ^{137}Cs в перших п'яти фракціях приблизно однаковий з переважанням у фракції, зв'язаній з органічною речовиною. Найменший вміст спостережено у мінеральному залишку.

Вміст в минулорічних відмерлих листках фізико-хімічних форм ^{137}Cs розподілився в міру спадання від першої до шостої фракції.

Аналіз вегетативних органів *Phragmites australis* показав найбільше накопичення ^{90}Sr у відмерлих минулорічних листках; в молодих листках – 720 Бк/кг; придаткові стеблові корені накопичили приблизно 907 Бк/кг; найменше ^{90}Sr було в стеблі – близько 71 Бк/кг.

Дослідження фізико-хімічних форм ^{90}Sr у вегетативних органах *Phragmites australis* показало такі результати (рис. 2). В молодих листках найбільший вміст радіонукліда виявлено у внутрішньоклітинних та зв'язаних з органічною речовиною катіонах. Значний вміст ^{90}Sr також є в водорозчинній та обмінній фракції. Найменший вміст у сорбованих позаклітинних катіонах та в мінеральній фракції. Найбільший вміст ^{90}Sr у стеблі виявлено в катіонах, зв'язаних з органічною речовиною. У водорозчинній, сорбованих позаклітинних слабкозв'язаних та внутріклітинних катіонах, а також у мінеральному залишку вміст ^{90}Sr приблизно однаковий (8; 3; 5; 4,5 Бк/кг відповідно). Мінімальний вміст радіонукліду виявлено в сорбованих позаклітинних катіонах. Придаткові стеблові корені: найбільший вміст радіонукліда виявлено в сорбованих позаклітинних слабкозв'язаних катіонах та катіонах, зв'язаних з органічною речовиною. Приблизно однаковий вміст відмічено у сорбованих позаклітинних та внутріклітинних катіонах. У водорозчинній формі та мінеральному залишку вміст ^{90}Sr мінімальний.

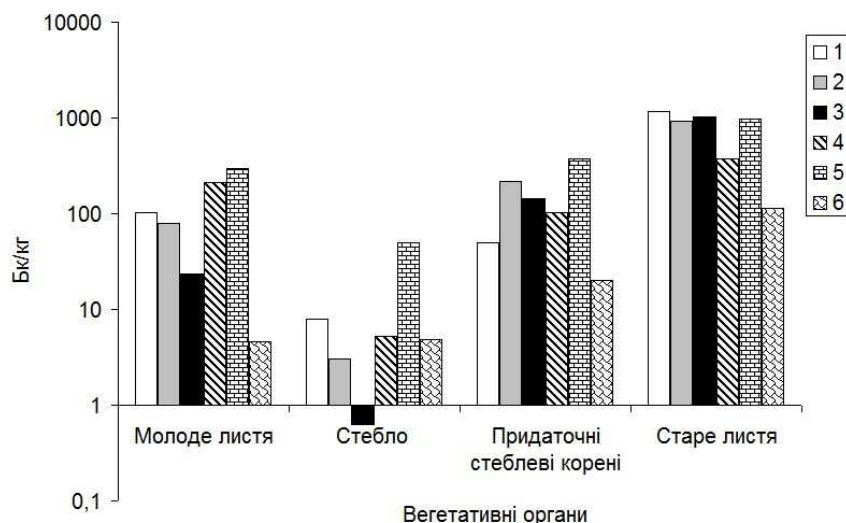


Рис. 2. Розподіл фізико-хімічних форм ^{90}Sr у вегетативних органах *Phragmites australis*

Дослідження фізико-хімічних форм ^{90}Sr у відмерлих минулорічних листках показало найбільший вміст у водорозчинній формі, сорбованих позаклітинних, слабкозв'язаних, сорбованих позаклітинних катіонах, зв'язаних з органічною речовиною. Значно менший вміст виявлено у внутріклітинних катіонах. Мінімальний вміст ^{90}Sr знайдено в мінеральному залишку.

Висновки

У результаті проведених досліджень виявлені відмінності у розподілі фізико-хімічних форм радіонуклідів у вегетативних органах *Phragmites australis*. Питома активність ^{137}Cs значно переважає ^{90}Sr у всіх вегетативних органах очерета звичайного. Накопичення як ^{137}Cs , так і ^{90}Sr переважає у відмерлих минулорічних листках. Найменше накопичується радіонуклідів у стеблі.

1. 20 років Чорнобильської катастрофи. Погляд у майбутнє : Національна доповідь України. – Київ : Атіка, 2006. – 224 с.
2. Катанская В. М. Высшая водная растительность континентальных водоемов СССР / В. М. Катанская. – Л. : Наука, 1981. – 187 с.
3. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / О. М. Арсан, О. А. Давидов, Т. М. Дьяченко [та ін.]; За ред. В. Д. Романенка. – Київ : ЛОГОС, 2006. – 408 с.
4. Определитель высших растений Украины / Д. Н. Доброчаева, М. И. Котов, Ю. Н. Прокудин [и др.]. – Киев : ФИТОСОЦИОЦЕНТР, 1999. – 548 с.
5. Радіонукліди у водних екосистемах України. Вплив радіонуклідного забруднення на гідробіоти зони відчуження / М. І. Кузьменко, В. Д. Романенко, В. В. Деревець [та ін.]. – Київ : Чорнобильінтерінформ, 2001. – 318 с.
6. Распределение радионуклидов по основным компонентам озерных экосистем зоны отчуждения Чернобыльской АЭС / Д. И. Гудков, В. В. Деревец, Л. Н. Зуб [та ін.] // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2005. – Т. 45, № 3. – С. 271–280.
7. Vazquez M. D. Uptake of Heavy Metals to the Extracellular and Intracellular Compartments in Three Species of Aquatic Bryophyte / M. D. Vazquez, J. Lopez, A. Carballeira // Ecotoxicology and Environmental Safety. – 1999. – Vol. 44, № 1. – P. 12 – 24.

К.Д. Ганжа

Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

ФИЗИКО-ХИМИЧЕСКИЕ ФОРМЫ СТРОНЦИЯ-90 И ЦЕЗИЯ-137 В ВЕГЕТАТИВНЫХ ОРГАНАХ *PHRAGMITES AUSTRALIS*

Исследовано распределение физико-химических форм радионуклидов в вегетативных органах тростника обыкновенного оз. Глубокое. Проанализированы особенности накопления ^{137}Cs и ^{90}Sr между органами тростника обыкновенного.

Ключевые слова: высшие водные растения, тростник обыкновенный, физико-химические формы, загрязнение водоемов, радиоэкология, стронций-90, цезий-137

Ch.D. Ganzha

Institute of Hydrobiology of the National Academy of Sciences (NAS) of Ukraine

PHYSICOCHEMICAL FORMS OF CAESIUM-137 AND STRONTIUM-90 IN THE VEGETATIVE ORGANS OF THE COMMON REEDS

The distribution of physical and chemical forms of radionuclides in the vegetative organs of the common reed Glyboke Lake was investigated. The peculiarities of accumulation of ^{137}Cs and ^{90}Sr between the organs common reed were studied.

Keywords: Chernobyl exclusion zone, common reed, physicochemical forms of radionuclides, strontium 90, cesium-137

Рекомендує до друку

М.М. Барна

Надійшла 17.02.2011

УДК (574.64:556.531.4):574.5(28)

М.Т. ГОНЧАРОВА¹, В.А. ЛЯШЕНКО²¹Інститут гідробіології НАН України
пр-т Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210²Київський національний університет ім. Тараса Шевченка
вул. Володимирська, 64, Київ, 01601

ОЦІНКА ТОКСИЧНОСТІ ДОННИХ ВІДКЛАДІВ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ ДУНАЙСЬКОГО БІОСФЕРНОГО ЗАПОВІДНИКА

Робота присвячена оцінці екологічного стану водних екосистем. Проведена на трьох рукавах української авандельти Дунаю. Вивчена токсичність донних відкладів в літній та осінній періоди досліджень. Відмічена тенденція до зниження токсичності водних витяжок донних відкладів в осінній період.

Ключові слова: донні відклади, токсичність

Роботу, присвячену актуальним сьогодні питанням оцінки екологічного стану водних екосистем, проведено на основних рукавах української авандельти Дунаю. Сюди, у гирлову ділянку великої європейської ріки, надходять води, що протікають територією десяти країн Європи [4]. Разом з тим, дельта Дунаю є одним з найбільших у світі плавневих ландшафтних комплексів, де розташований білатеральний українсько-румунський заповідник ЮНЕСКО.

Унікальність дельти Дунаю викликає необхідність її постійного екологічного моніторингу, для чого необхідно використовувати методи, що можуть швидко та надійно оцінити стан річкових екосистем в цілому. Під час екологічної оцінки одним з найбільш інформативних об'єктів є донні відклади. Акумуляуючи забруднення, що надходять у водойму протягом тривалого періоду, донні відклади є індикатором екологічного стану території, інтегральним показником рівня забрудненості [8].

Метою роботи була оцінка токсичності донних відкладів Дунайського біосферного заповідника.

Матеріал та методи досліджень

У роботі представлені результати досліджень проб води та донних відкладів, проведених в літній та осінній періоди 2010 року. Відбір проб здійснювали на восьми станціях спостереження, що знаходились в авандельті Кілійського рукава Дунаю нижче м. Вилкове (рис. 1).

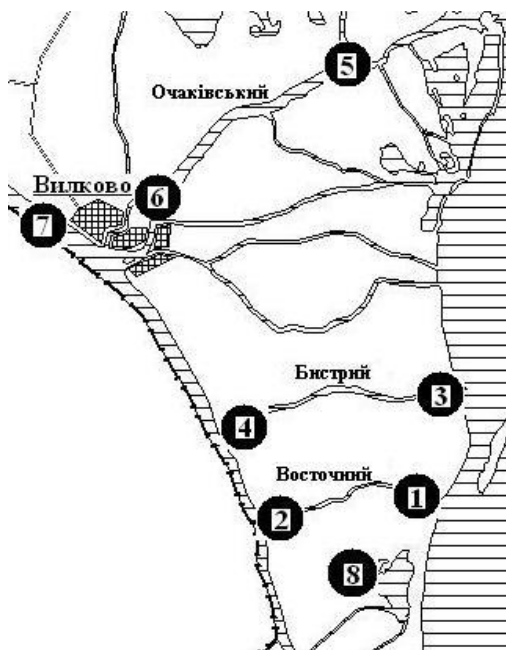


Рис. 1. Схема розміщення станцій відбору проб

Станція 1 – рукав Восточний, гирло; станція 2 – рукав Восточний, виток; станція 3 – рукав Бистрий, 0 км; станція 4 – рукав Бистрий, 10 км; станція 5 – рукав Очаківський, 6 км; станція 6 – рукав Очаківський, 17 км; станція 7 – рукав Кілійський, 21 км; станція 8 – оз. Ананькін кут

Проби води відбирали з поверхневого 30 см шару. Проби донних відкладів відбирали дночерпачем з робочою поверхнею 100 см² у трьох повторностях, доставляли у лабораторію та зберігали при температурі не вище +4°C.

Проби води досліджувались за стандартними методиками за гідрохімічними показниками: сухий залишок, завислі речовини, біхроматна окиснюваність, азот нітратів, нітритів та амонійний [5]. Класифікацію якості води виконували за [7].

Біотестування проб донних відкладів проводили на тваринних (*Daphia magna* Straus, *Chironomus riparius* Meigen) та рослинних (*Allium cepa* L.) згідно стандартних методик [6] та рекомендацій [5, 10, 11].

Для дослідження донних відкладів використовували дві схеми експериментів: водні витяжки та цільні донні відклади. Водні витяжки готували у співвідношенні «донні відклади–вода» 1:4 з урахуванням вологості донних відкладів. Проби донних відкладів збовтували протягом 4 год, відстоювали 12 год, потім надмуловий шар води використовували для аналізу [9].

Постановка дослідів з цільними донними відкладами включала використання двох тест-об'єктів: *Ch. riparius* – для твердої фази, та *D. magna* – для водної фази. У дослідні камери об'ємом 100 мл вносили 20 г гомогенізованих донних відкладів та 60 мл дехлорованої водопровідної води. Для попередження погіршення гідрохімічного режиму здійснювали аерацію кожної дослідної камери, а також щоденний контроль основних лімітуючих гідрохімічних показників [11, 12]: рН, розчинений кисень, азот амонійний, що визначали згідно методик [5]. В експериментальні камери вносили 10 хірономід та 5 дафній. Час експозиції становив 10 діб.

Для подальшого узагальнення результатів, отриманих на основі різних біотестів, з метою їх уніфікації, застосовано п'ятибальну шкалу, згідно рекомендацій Директиви ЄС 2000 [1], що характеризує екологічний стан (табл. 1).

Таблиця 1

Оцінка стану водойм, відповідно до реакції тест-об'єктів

Екологічний стан	відмінний	добрий	задовільний	поганий	дуже поганий
Інтегральний бал токсичності	1	2	3	4	5
Смертність тваринних тест-об'єктів, %	<10	10–20	21–33	34–50	>50
Інгібування або стимуляція росту тест-об'єктів, %	<10	10–25	26–50	51–75	>75

Результати досліджень та їх обговорення

За результатами біотестування водних витяжок донних відкладів на *Daphnia magna* токсичними виявилися донні відклади станцій: рукав Бистрий (10 км), рукав Очаківський (6 км) та оз. Ананькін кут (табл. 2), а за результатами тесту на *Allium cepa* – рукав Бистрий (0 км), рукав Очаківський (6 км), рукав Кілійський (21 км) та оз. Ананькін кут. Крім того, при порівнянні токсичності донних відкладів в літній та осінній періоди майже на всіх станціях для обох тест-об'єктів простежується закономірне її зниження восени. Це можна пояснити різним ступенем біологічної доступності токсичних речовин в літній та осінній періоди [3].

Оцінка якості донних відкладів за рівнем токсичності їх водних витяжок

Станції відбору проб	Смертність <i>Daphnia magna</i> , %				Інгібування росту <i>Allium cepa</i> , %			
	літо		осінь		літо		осінь	
1	11,2	добрий	11,2	добрий	34,5	задовільний	23,0	добрий
2	22,3	задовільний	0,0	відмінний	37,0	задовільний	25,0	добрий
3	0,0	відмінний	0,0	відмінний	39,1	задовільний	12,0	добрий
4	53,0	дуже поганий	5,6	відмінний	18,9	добрий	21,0	добрий
5	68,7	дуже поганий	0,0	відмінний	43,4	задовільний	12,0	добрий
6	5,6	відмінний	0,0	відмінний	20,9	задовільний	-1,0	відмінний
7	0,0	відмінний	5,6	відмінний	39,7	задовільний	15,0	добрий
8	100,0	дуже поганий	0,0	відмінний	54,5	задовільний	24,0	добрий

За результатами тесту з цільними донними відкладами для тест-об'єкту *Ch. riparius* токсичними виявилися донні відклади станції рукав Бистрий (0 км) та оз. Ананькін кут (табл. 3); а для *D. magna* – рукав Очаківський (6 км). Слід зазначити, що чіткої закономірності сезонної динаміки токсичності в тестах з цільними донними відкладами виявлено не було.

Таблиця 3

Оцінка якості донних відкладів за рівнем токсичності в експериментах з цільними донними відкладами.

Станції відбору проб	Смертність <i>Chironomus riparius</i> , %				Смертність <i>Daphnia magna</i> , %			
	літо		осінь		осінь		осінь	
1	23,3	задовільний	19,9	добрий	6,7	відмінний	0,0	відмінний
2	26,7	задовільний	25,0	задовільний	20,0	добрий	15,0	добрий
3	26,7	задовільний	43,4	поганий	20,0	добрий	33,4	задовільний
4	30,1	задовільний	19,4	добрий	26,7	задовільний	20,0	добрий
5	26,7	задовільний	12,2	добрий	40,0	поганий	5,0	відмінний
6	19,9	добрий	23,4	задовільний	6,7	відмінний	6,7	відмінний
7	23,3	задовільний	33,5	задовільний	6,7	відмінний	10,0	відмінний
8	19,9	добрий	35,2	поганий	20,0	добрий	30,0	задовільний

Для порівняння результатів двох схем дослідження донних відкладів – водних витяжок та безпосередньо цільних донних відкладів – розраховували середній для кожного тесту інтегральний бал токсичності (табл. 1). За цим показником були виявлені такі закономірності: у літній період спостерігалась вища токсичність проб в тестах з водними витяжками (2,87), ніж в тестах з цільними донними відкладами (2,37).

У осінній період, навпаки, токсичний ефект цільних донних відкладів (2,31) перевищував такий водних витяжок (1,49). Такі закономірності спостерігалися нами і на інших водних об'єктах при дослідженні сезонної динаміки токсичності донних відкладів водойм [3].

Результати біотестування узгоджуються з показниками гідрохімічного аналізу води (табл. 4). В цілому, поверхневі води досліджених ділянок відносяться до високого класу якості. Високий вміст завислих речовин є характерним для води Дунаю [2]. Проте високими виявилися показники біхроматної окиснюваності, а також азоту амонійного, нітратів та нітритів на станціях рукав Кілійський (21 км) та оз. Ананькін кут. Також підвищеним вмістом азоту нітратів характеризувалась вода на станції 3 – рукав Бистрий (0 км).

Гідрохімічні показники якості вод

Ст. відб. проб	Сухий залишок, мг/дм ³		Завислі речовини, мг/дм ³		Біхроматна окисність, мг "О"/дм ³		N/NH ₄ , мг/дм ³		N/NO ₃ ⁻ , мг/дм ³		N/NO ₂ ⁻ , мг/дм ³	
	літо.	осінь	літо	осінь	літо	осінь	літо	осінь	літо	осінь	літо	осінь
1	390,5 I клас	403,5 I клас	30,0 III клас	30,0 III клас	15,0 II клас	15,0 II клас	0,03 I клас	0,1 II клас	0,1 I клас	0,2 II клас	0,0 I клас	0,01 II клас
2	402,4 I клас	412,4 I клас	65,0 IV клас	65,0 IV клас	25,0 II клас	25,0 II клас	0,05 I клас	0,1 II клас	0,2 II клас	0,2 II клас	0,0 I клас	0,01 II клас
3	385,4 I клас	395,4 I клас	112,0 V клас	85,0 V клас	20,0 II клас	20,0 II клас	0,2 II клас	0,2 II клас	0,9 III клас	0,3 II клас	0,0 I клас	0,01 II клас
4	355,4 I клас	354,5 I клас	90,0 IV клас	65,0 IV клас	20,0 II клас	20,0 II клас	0,1 II клас	0,1 II клас	0,6 III клас	0,4 II клас	0,01 II клас	0,01 II клас
5	360,4 I клас	362,4 I клас	56,0 IV клас	56,0 IV клас	15,0 II клас	15,0 II клас	0,01 I клас	0,1 II клас	0,7 III клас	0,3 II клас	0,01 II клас	0,01 II клас
6	350,4 I клас	365,4 I клас	54,5 IV клас	54,5 IV клас	15,0 II клас	15,0 II клас	0,01 I клас	0,1 II клас	0,8 III клас	0,3 II клас	0,02 III клас	0,02 III клас
7	320,0 I клас	320,0 I клас	70,0 IV клас	70,0 IV клас	35,0 III клас	22,0 II клас	0,4 III клас	0,4 III клас	1,1 IV клас	0,8 III клас	0,01 II клас	0,01 II клас
8	360,0 I клас	462,0 I клас	15,0 II клас	35,0 III клас	40,0 III клас	30,0 III клас	0,2 II клас	0,2 II клас	1,1 IV клас	0,9 III клас	0,02 III клас	0,02 III клас

Висновки

1. Для донних відкладів станцій рукав Бистрий (0 км), рукав Очаківський (6 км) та оз. Ананькін кут зареєстровано токсичний ефект у більшості біотестів.
2. Порівнюючи токсичність донних відкладів досліджених рукавів дельти Дунаю, можна відмітити, що найвищий токсичний ефект виявили донні відклади рукава Бистрий; менш токсичними були донні відклади рукавів Очаківський, Кілійський та Восточний (за зменшенням ступеню токсичності відповідно). Виявлений рівень токсичності можна пояснити різним антропогенним навантаженням, інтенсивністю навігації та урбанізацією узбережжя.
3. Зниження токсичності в осінній період у тестах з водними витяжками може бути викликано зменшенням біодоступності токсичних речовин в осінній період.
4. Відмінність у результатах за двома схемами біотестування донних відкладів (водні витяжки та цільні донні відклади) свідчить про необхідність застосування їх у комплексі.

1. Водна Рамкова Директива ЄС 2000/60/ЄС. Основні терміни та їх визначення / EU Water Framework Directive 2000/60/EC. Definitions of Main Terms. – Київ, 2006. – 240 с.
2. Гидроэкология украинского участка Дуная и сопредельных водоемов / Т. А. Харченко, В. М. Тимченко, А. А. Ковальчук [та ін.]. – Київ : Наукова думка, 1993. – 328 с.
3. Гончарова М. Т. Особливості сезонної динаміки токсичності води і донних відкладів водойм з різним ступенем антропогенного навантаження / І. М. Коновець, Ю. Г. Крот, Л. С. Кіпніс, Т. Я. Киризія // Современные проблемы гидробиологии. Перспективы, пути и методы решений-2: Материалы конференции. – Херсон, 2008. – С. 113–118.
4. Килийская часть дельты Дуная весной 2000 г. Состояние экосистемы и последствия техногенных катастроф в бассейне / Под ред. Б. Г. Александрова. – Одесса, 2001. – 128 с.
5. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / О. М. Арсан, О. А. Давидов, Т. М. Дьяченко [та ін.]; за ред. В. Д. Романенка. – Київ : ЛОГОС, 2006. – 408 с.

6. *Методика* визначення гострої токсичності води на ракоподібних *Daphnia magna* Straus: КНД 211.1.4.054-97. – Київ : Мінприроди України, 1997.
7. *Методика* екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями / В. Д. Романенко, В.М. Жукинський, О.П. Оксіюк [та ін] – Київ : Символ-Т, 1998. – 28 с.
8. *Рыжков Л. П.* Об изучении обмена веществ при токсикологических исследованиях / Л. П. Рыжков. // Вопросы водной токсикологии. – М. : Наука, 1970. – С. 47-57.
9. *Щербань Э. П.* Методика получения водных вытяжек из донных отложений для их биотестирования / Э. П. Щербань, О. М. Арсан, Т. Н. Шаповал [и др.] // Гидробиологический журнал. – 1994. –Т. 31, № 4. – С. 100–111.
10. *Fiskesjo G.* Allium test for screening chemicals; evaluation of cytological parameters / G. Fiskesjo // Plants for Environmental Studies. – New York, 1997. – P. 308–333.
11. *Ho K. T.* Sediment Toxicity Assessment: Comparison of Standard and New Testing Designs / K. T. Ho, A. Kuhn, M. Pelletier [et al.] // Environ. Contam. Toxicol. – 2000. – Vol. 39. –P. 462–468.
12. *Methods* for measuring the toxicity and bioaccumulation of sediment-associated contaminants with freshwater invertebrates : EPA 600/R-99/064. – Washington DC, USA, 1999. – 192 p.

М.Т. Гончарова¹, В.А. Ляшенко²

¹Інститут гідробіології НАН України, Київ

²Київський національний університет ім. Тараса Шевченка

ОЦЕНКА ТОКСИЧНОСТИ ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ ДУНАЙСКОГО БИОСФЕРНОГО ЗАПОВЕДНИКА

Робота посвящена оцінці екологічного стану водних екосистем і проведена на трьох рукавах української авандельти Дуная. Вивчена токсичність донних відкладень в літній і осінній періоди досліджень. Відзначена тенденція до зниження токсичності водних витяжок донних відкладень в осінній період.

Ключевые слова: донные отложения, токсичность

M.T. Goncharova¹, V.A. Lyashenko²

¹Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

²Taras Shevchenko National University, Kyiv

TOXICITY OF SEDIMENTS OF WATER OBJECTS OF THE DANUBE BIOSPHERE RESERVE

The study deals with the assessment of toxicity of three main arms of ukrainian part of Danube's avandelta. The toxicity of sediments in summer and autumn was investigated. Tendency to decrease in autumn period of toxicity of sediments water extracts was shown.

Keywords: toxicity of sediments

Рекомендує до друку

Надійшла 18.02.2011

В.З. Курант

УДК 574.57+547.64

Г.Б. ГУМЕНЮК¹, М.В. МАКАРОВ², Н. Г. ЗІНЬКОВСЬКА³¹Тернопільський національний педагогічний університет ім. Володимира Гнатюка
вул. М. Кривоноса, 2, Тернопіль 46027, Україна²Інститут біології південних морів ім. О. О. Ковалевського НАН України
пр.-т Нахімова, 2, Севастополь 99011³Кременецький обласний гуманітарно-педагогічний інститут ім. Тараса Шевченка
вул. Ліцейна, Кременець 47003, Тернопільська область, Україна

ВМІСТ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ У РАКОВИНІ МОЛЮСКА *NASSARIUS RETICULATUS* (L.) З СЕВАСТОПОЛЬСЬКОЇ БУХТИ (ЧОРНЕ МОРЕ) ВЛІТКУ 2007 р.

Встановлено, що вміст важких металів в організмі *Nassarius reticulatus* в Севастопольській бухті залежить від комплексу факторів, включно забруднення, сезонності, а також солоності води і температури.

Ключові слова: важкі метали, естуарій, *Nassarius reticulatus*, Севастопольська бухта, Чорне море

Черевоні молюски (Gastropoda) є однією з масових груп макрозообентосу у прибережній зоні кримського сектору Чорного моря, що зазнає значного антропогенного навантаження. Ці молюски тут знайдені на всіх типах субстратів, у всі сезони, на різній глибині як біля відкритого узбережжя, так і в бухтах [5]. В деяких біоценозах (особливо на рихлих ґрунтах) домінуючим чи субдомінуючим є такий молюск як *Nassarius reticulatus* (= *Tritia reticulata*) [5].

Представники Gastropoda відіграють важливу роль в харчових ланцюгах, зокрема, є кормом для бентосних риб. *Nassarius reticulatus* належить до падальників і в процесі життєдіяльності певною мірою очищають навколишнє середовище [5]. Життєдіяльність водних молюсків значною мірою регулюється рівнем забруднення водного середовища. Вид *Nassarius reticulatus* (= *Tritia reticulata*) є надзвичайно стійким до забруднення [6].

Серед чинників впливу на водні екосистеми останнім часом суттєво переважає забруднення іонами важких металів (ВМ). Загальновідомо, що для всіх гідробіонтів вони є вкрай небезпечними, бо здатні лише перерозподілятися між складовими водних екосистем, не розкладаючись з часом, а постійно зберігаючи свою здатність до токсичної дії. Надходячи в організм гідробіонтів шляхом дифузії та адсорбції [9] і накопичуючись в ньому (аккумуляція), ВМ негативно впливають на фізіологічні та біохімічні процеси [9].

Отже, актуальність дослідження зумовлена: по-перше, прогресуючим збільшенням валового вмісту важких металів у Севастопольській бухті; по-друге, недостатнім рівнем висвітлення впливу цих токсикантів на бентосні організми. Поширеність обраного об'єкту дослідження у морських водоймах України дозволяє певною мірою екстраполювати отримані результати на близькі за способом життя види та прогнозувати зміни бентосних біоценозів під впливом забруднювачів [2].

Матеріал і методи досліджень

Молюсків збирали за допомогою дночерпака Петерсена площею захоплення 0,04 м² влітку 2007 р. на 3-х станціях, розташованих в кутовій частині Севастопольської бухти (район Інкерману), що знаходиться в південно-західній частині Криму. Слід відзначити, що цей район є класичним естуарієм, тому що в Севастопольську бухту впадає ріка Чорна, води якої змішуються з водами бухти (контактна зона «ріка-море»), тому гідрологічні і гідрохімічні умови тут змінні. Станція 1 розташована безпосередньо біля устя р. Чорна, район автомобільного мосту траси Севастополь – Сімферополь; станція 2 – приблизно в 150-200 м на захід від станції 1 (це вже безпосередньо Севастопольська бухта); станція 3 – на 150-200 м на північ від станції 2, де менша глибина (≤0,5 м). На станціях 1 і 3 глибина складає 1,5 – 2 м. На всіх станціях ґрунти представлені рідкими мулами. Всі точки знаходяться біля заводу "Вторчермет", де відбувається демонтаж та переробка суден, що вийшли з експлуатації.

Проби макрозообентосу промивали через сито з діаметром комірки 0,5 мм, відбирали молюсків виду *N. reticulatus*.

Спалювання та підготовку зразків раковин молюска здійснювали за методикою Мур Дж. В., Рамамурті С. згідно модифікації, що розроблена у відділі екотоксикології і гідрохімії Інституту гідробіології НАН України [7]. Зразки висушували в термостаті при температурі 105°C, розтирали в ступці до порошкоподібного стану. Валовий вміст важких металів визначали так: абсолютно суху речовину масою 0,25 г змочували водою об'ємом 0,5 мл, додавали 10 мл конц. HNO_3 і нагрівали при температурі 105°C протягом 2-х год., охолоджували та добавляли 3 мл 30% H_2O_2 , суміш нагрівали протягом 1 год. Після цього розчин фільтрували і розбавляли водою до 50 мл. Отримані нітратні розчини використовували для визначення вмісту важких металів, яке здійснювали методом атомно-адсорбційної спектrophотометрії на спектrophотометрі С-115 при відповідних довжинах хвиль, що відповідали максимуму поглинання кожного з досліджуваних металів.

Статистичну обробку одержаних даних здійснювали за методом [3]. Концентрацію металів виражали в мг на 1 кг сухої маси досліджуваних зразків.

Результати досліджень та їх обговорення

Накопичення сполук важких металів організмами визначається особливостями живлення та пов'язане з фільтрацією значних обсягів води. Оскільки молюск *Nassarius reticulatus* є фільтратором води, то накопичення ВМ у його раковині відбувається протягом сезону активності (табл. 2–4).

Найбільший вміст у раковині молюска заліза та марганцю. В організмі безхребетних залізо знаходиться, переважно, у складі органічних сполук [10]. Його біологічна роль пов'язана з транспортом газів кров'ю та функціонуванням у складі ферментів. При тривалому перебуванні безхребетних в умовах гіпоксії (донні організми) в їх крові збільшується вміст пігментів, що переносять кисень [10]. Тому високий вміст заліза в організмі *Nassarius reticulatus* є закономірним. Марганець входить до складу багатьох ферментів, з якими пов'язана регуляція тканинного дихання та біосинтезу білків, ліпідів, полісахаридів (глікоген) [10].

Встановлено, що водні безхребетні накопичують у своєму тілі значну кількість інших мікроелементів в умовах, коли їх вміст у воді має слабо виражену тенденцію до зростання [4]. Наприклад, відомий вплив цинку на окисно-відновні процеси та на зв'язування кисню тканинами. Як і інші мікроелементи, цинк у великих концентраціях є токсичним, що виявляється порушенням при передачі нервових імпульсів [10].

Мідь в організмі гідробіонтів входить до складу багатьох окисно-відновних ферментів [10]. Вміст міді в раковинах досліджених молюсків має тенденцію до збільшення, а в окремих випадках він перевищував ГДК (у липні 46,83 мг/кг) [8]. Значне поглинання міді бентосними організмами пов'язане з явищем вторинного забруднення, що особливо характерно у весняно-літній період. При оцінюванні токсичності міді для безхребетних слід враховувати те, що вона, залежить від твердості води – з збільшенням твердості води токсичність сполук міді збільшується. Вміст у воді органічних сполук зменшує токсичний вплив міді [1].

Метаболічна роль кобальту пов'язана з його участю в процесах кровотворення і перенесення O_2 гемоглобіном. В організмі тварин кобальт активує іонізацію і резорбцію заліза, сприяючи тим самим включенню атомів заліза в молекулу гемоглобіну. Крім участі в кровотворенні кобальт сприяє синтезу білків, а також входить до складу вітаміну B_{12} [10].

Концентрація біогенних елементів (крім кобальту) різко зростає в липні порівняно з червнем та зменшується в серпні.

Щодо токсичних ВМ, то концентрація кадмію в цьому сезоні є досить низькою, знаходиться поза зоною чутливості приладів. Це означає, що вона не переважає санітарно-гігієнічні норми [8]. Спостерігається зростання вмісту свинцю та нікелю від червня до серпня (табл. 2-4). Це, ймовірно, пояснюється більш активним обміном речовин у молодих особин.

Очевидно, що поглинання цих металів залежить від солоності та температури води (табл. 1). У липні спостерігалась найвища у сезоні температура і солоність.

Таблиця 1

Середнє значення показників температури і солоності води в Севастопольській бухті влітку 2007р.

Місяць	Солоність	Температура
Червень	14,9‰	+23,7°C
Липень	17,3‰	+25,8°C
Серпень	16,5‰	+25,6°C

За величиною акумуляції ВМ гідробіонти поділяються на макро-, мікро-, і деконцентратори [10]. Найвищою у раковині молюска є концентрація марганцю, цинку, міді, нікелю та заліза. Ці показники переважають санітарно-гігієнічні ГДК в десятки разів. Щодо коефіцієнту донної біологічної акумуляції в цьому сезоні, то він найвищий у марганцю (табл. 2–4), а тому по відношенню до даного металу молюск є макроконцентратором. Цей показник високий також і в кобальту – по відношенню до цього металу молюск є мікроконцентратором. Мікроконцентратором *Nassarius reticulatus* є і щодо нікелю. Незважаючи на високу концентрацію заліза у раковині, *Nassarius reticulatus* щодо цього металу є деконцентратором.

Таблиця 2

Вміст важких металів у раковині молюска *Nassarius reticulatus* в червні 2007 р. (мг/кг)

Метал	Вміст ВМ у раковині, мг/кг	КДБА	Кн	ГДК _{санітарно-гігієнічне} , [8]	ГДК _{фонове}
Ni	16,74	0,5	37,0	0,3	0
Co	15,05	1,2	32,9	0,1	0,01
Pb	<0,001	<0,001	<0,001	0,03	0,001
Zn	89,10	0,6	29700,0	1,0	0,01
Cd	<0,001	<0,001	<0,001	0,001	0,0005
Fe	7164,00	0,3	6777,7	0,3	0,1
Cu	32,94	0,8	1029,4	1	0,0001
Mn	457,20	1,9	7143,8	0,1	0,01

Таблиця 3

Вміст важких металів у раковині молюска *Nassarius reticulatus* в липні 2007р. (мг/кг)

Метал	Вміст ВМ у раковині, мг/кг	КДБА	Кн	ГДК _{санітарно-гігієнічне} , [8]	ГДК _{фонове}
Ni	30,45	0,8	21,4	0,3	0
Co	14,59	1,1	49,2	0,5	0,01
Pb	<0,001	<0,001	<0,001	0,01	0,001
Zn	103,11	0,7	2786,8	1	0,01
Cd	<0,001	<0,001	<0,001	0,00001	0,0005
Fe	11823,00	0,7	89568,2	0,3	0,1
Cu	46,83	0,9	2341,5	1	0,0001
Mn	2091,60	5,9	55042,2	0,1	0,01

Розподіл важких металів у раковині молюска *Nassarius reticulatus* в серпні 2007 р. (мг/кг)

Метал	Вміст ВМ у раковині, мг/кг	КДБА	Кн	ГДКсанітарно-гігієнічне, [8]	ГДКфонове
Ni	67,12	1,3	57,3	0,3	0
Co	12,58	0,9	41,8	0,5	0,01
Pb	0,01	0,002	0,042	0,01	0,001
Zn	78,73	0,5	1640,2	1	0,01
Cd	<0,001	<0,001	<0,001	0,00001	0,0005
Fe	8632,00	0,5	57932,9	0,3	0,1
Cu	26,14	0,5	2178,4	1	0,0001
Mn	1326	3,5	31571,5	0,1	0,01

Всі вище наведені показники вмісту ВМ переважають санітарно-гігієнічні ГДК в десятки разів [8]. Це зумовлено високим спектром джерел забруднення Севастопольської бухти.

Висновки

Отже, вміст важких металів в раковині молюска *Nassarius reticulatus* залежить від комплексу факторів, зокрема, екологічної ситуації в Севастопольській бухті, сезонності та хімічної активності металів. Накопичення ВМ у раковині молюска *Nassarius reticulatus* зростає з збільшенням солоності морської води та температури. Головним фактором, що визначає вміст важких металів у досліджених молюсків, є їх концентрація у воді та донних відкладах. Наявність такого зв'язку дозволяє використовувати бентосних безхребетних як моніторів забруднення континентальних вод важкими металами.

1. Белоконь В. Н. Формы нахождения тяжёлых металлов в донных отложениях водохранилищ Днепра / В. Н. Белоконь, Е. П. Нахшина // Гидробиологический журнал. – 1990. – Т. 26, № 2. – С. 83–89.
2. Вискушенко Д. А. Морфофункціональні характеристики ставковика озерного *Lymnaea stagnalis* (Linne, 1758) : автореф. дис. на здобуття наукового ступеня кандидата біол. наук. Спец. "Гідробіологія". – Київ, 2003. – 20 с.
3. Лакин Г. Ф. Биометрия / Г. Ф. Лакин. – М. : Высшая школа, 1980. – 343 с.
4. Мецлер Д. Биохимия / Д. Мецлер. – М. : Мир, 1980. – Т. 2. – 368 с.
5. Макаров М. В. Екологія Gastropoda верхньої субліторалі Криму (Чорне море) : автореф. дис. на здобуття наукового ступеня кандидата біол. наук. Спец. "Гідробіологія". – Київ, 2009. – 20 с.
6. Миловидова Н. Ю. Материалы по экологии брюхоногого моллюска *Tritia reticulata* / Н. Ю. Миловидова // Биология моря. – 1979. – Вып. 50. – С. 89–93.
7. Мур Дж. В. Тяжёлые металлы в природных водах. Контроль и оценка влияния / Дж. В. Мур, С. Рамамурти. – М. : Мир, 1987. – С.117–133.
8. Никаноров А. М. Биомониторинг металлов в пресноводных экосистемах / А. М. Никаноров, А. В. Жулидов. – Л.: Гидрометеоиздат, 1991. – 312 с.
9. Пінкіна Т. В. Вплив хлориду цинку на розмноження та розвиток ставковика озерного (Mollusca: Gastropoda: Pulmonata: Lymnaeidae) / Т. В. Пінкіна // Вісник Львів.ун-ту. – 2004. – Вип. 35. – С. 185–189.
10. Романенко В. Д. Основи гідроекології / В. Д. Романенко. – Київ : Обереги, 2001. – 728 с.

Г.Б. Гуменюк¹, М.В. Макаров², Н.Г. Зиньковская³

¹Тернопольский национальный педагогический университет им. Владимира Гнатюка, Украина

²Институт биологии южных морей им. А.А. Ковалевского НАН Украины, Севастополь

³Кременецкий областной гуманитарно-педагогический институт им. Тараса Шевченка, Украина

СОДЕРЖАНИЕ ТЯЖЁЛЫХ МЕТАЛЛОВ В РАКОВИНЕ МОЛЮСКА *NASSARIUS RETICULATUS* (L.) ИЗ СЕВАСТОПОЛЬСКОЙ БУХТЫ (ЧЁРНОЕ МОРЕ) ЛЕТОМ 2007 Г.

Установлено, что содержание тяжёлых металлов в организме *Nassarius reticulatus* зависит от комплекса факторов, включая как загрязнение Севастопольской бухты, так и сезонность и химическая активность металлов.

Ключевые слова: тяжёлые металлы, *Nassarius reticulatus*, Севастопольская бухта, Чёрное море

H.B. Humenuyk¹, M.V. Makarov², N. H. Zin'kovska³

¹Volodymyr Hnatyuk Ternopil National Pedagogical University, Ukraine

²O.O. Kovalevsky Institute of biology of South seas of NAS of Ukraine, Sevastopol

³Taras Shevchenko Kremenets Regional Humanitarian-Pedagogical Institute, Ukraine

THE DISTRIBUTION OF HEAVY METALS IN SHELL *NASSARIUS RETICULATUS* (L.) IN THE SEVASTOPOL BAY (THE BLACK SEA) IN SUMMER 2007.

So, this investigations confirm that content of heavy metals in organisms of bottom invertebrates depends from many factors, including so common ecological situation in the Sevastopol bay, as season and chemical peculiarities of metals. The content of heavy metals in the shell of *Nassarius reticulatus* increase, when the salinity of marine water and temperature increase too. The accumulation of heavy metals by young individuals more, than mature.

Keywords: heavy metals, *Nassarius reticulatus*, Sevastopol bay, Black sea

Рекомендує до друку

Надійшла 8.02.2011

В.В. Грубірко

УДК 504.05+574.4 (477.51)

Ю.О. КАРПЕНКО

Чернігівський національний педагогічний університет ім. Т.Г.Шевченка

вул. Гетьмана Полуботка, 53, Чернігів 14013, Україна

АНТРОПОГЕННІ ЗМІНИ ЛІСОВИХ ЦЕНОЗІВ НОВГОРОД-СІВЕРСЬКОГО ПОЛІССЯ ТА ЇХ СТІЙКІСТЬ

У статті проаналізовані антропогенні зміни соснових лісів. Вони ведуть до формування ценозів з відносно стійкою структурою. При цьому спостерігаються тенденції до їх спрощення, зниження продуктивності і резистентності, зменшенню їх ботаніко-созологічної і господарської цінності.

Ключові слова: Новгород-Сіверське Полісся, лісові екосистеми, фіторізноманіття, сукцесійні зміни, еколого-ценотичні ряди

Лісові екосистеми є важливими компонентами підтримання екологічних режимів територій, осередками біологічного різноманіття, визначають традиції природокористування та етнічні особливості регіонів. Проблематика їх стійкості є важливою складовою збалансованого розвитку територій, формування сталих осередків регіонального біорізноманіття, моніторингу сукцесійних і дигресивних процесів, оптимізації мережі лісового фонду з врахуванням його видової, ценотичної і ландшафтної репрезентативності. За останні десятиріччя антропогенний

тиск на природну рослинність значно зріс, в зв'язку з чим проводиться вивчення антропогенних змін рослинності по всій території України [6].

Метою статті є вивчення антропогенних змін лісових ценозів Новгород-сіверського Полісся та їх стійкості.

Матеріал і методи досліджень

В основу роботи покладено маршрутно-польові дослідження, які проводилися у 2005-2010 рр. в межах окремих лісових ділянок лісництв Новгород-Сіверського і Холминського держлісгоспів Чернігівського обласного управління лісового господарства та матеріали геоботанічних описів (2007 р.) під час аудиту з сертифікації лісового фонду Чернігівської області в рамках проведення міжнародної сертифікації SGS згідно вимог Міжнародної лісової асоціації.

Як модельні об'єкти використано ценози соснових лісів, які значно поширені в регіоні та мають екологічне, природоохоронне і ресурсне значення.

Результати досліджень та їх обговорення

Згідно геоботанічного районування України [2] територія досліджень належить до Чернігово-Новгород-Сіверського (Східнополіському) округу, який розміщений на схід від Дніпра в межах Донецько-Дніпровської впадини і займає знижену південно-західну частину Середньоросійської височини. Рослинний покрив округу, відображаючи основні риси Українського Полісся, має свої особливості, пов'язані з розміщенням регіону на східній його межі. Округ характеризується високою залісненістю (35–40%), невисокою заболоченістю (4,1%), а також значною участю заплавних луків. У зв'язку з зростанням континентальності клімату лівобережні поліські ліси за своїм складом дещо відрізняється від правобережних з *Carpinus betulus* L., який належить до західно-європейських видів, на сході він замінюється *Tilia cordata* Mill. і *Acer platanoides* L.

Зміни рослинного покриву лісових ценозів Новгород-Сіверського Полісся відбуваються у напрямку демутації та деградації, внаслідок вирубок, змін гідрологічних режимів, випасання, рекреації та системи ведення лісового господарства. Схема таких змін співвідноситься з складеною для Українського Полісся [1]. До групи природних змін належать такі, що відбуваються поза діяльністю людини або зумовлені лише опосередкованим впливом цієї діяльності. Серед природних змін ми виділяємо зоогенні, сингенетичні та ендегенетичні.

Зупинимося на більш детальній характеристиці сингенетичних змін при заростанні пісків. Вони можуть бути пов'язані з діяльністю людини, але їх подальший розвиток відбувається природним шляхом, тобто поза сферою цієї діяльності. До групи антропогенно-природних змін слід також віднести відновлення лісів культурами, у властивих для них умовах.

Антропогенні зміни лісової рослинності Новгород-Сіверського Полісся пов'язані з системою рубок головного і проміжного користування в рамках ведення господарської діяльності, відновленням лісових систем культурами у невластивих для них умовах. Також, змінами гідрологічних режимів лісових заплавних та болотних екосистем [4, 6] та пірогенними процесами, що впливають не лише на локальні зміни, а також на динаміку формування їх флористичного складу [5].

Процес заростання пісків регіону досліджень є спорідненим з заростанням пісків, характерними для Українського Полісся в цілому. Для регіону значну роль у заростанні сухих пісків відіграють *Calamagrostis epigeios* (L.) Roth. та *Koeleria glauca* (Spreng.) DC. У заростанні виділяємо кілька етапів (стадій). На першій стадії на пісках починають формуватися ценози псамофітного різнотрав'я з видів-однорічників. Поодинокі зростають також *Helichrysum arenarium* (L.) Moench., *Hieracium pilosella* L., *Potentilla argentea* L. На другій стадії зменшується участь малорічних видів. Травостій з проєктивним покриттям до 40–50% формує *Calamagrostis epigeios* (15–25%) з співдомінуванням *Koeleria glauca*, піски закріплюють також *Festuca ovina* L., *Sedum acre* L. На цій стадії з'являються проростки *Pinus sylvestris* L. при природному відновленні або вона висаджується. На третій стадії молоді екземпляри сосни зростають у монодомінантних злакових угрупованнях. При формуванні лісових фітоценозів на ділянках з розрідженою сосною формуються ценози асоціацій (ас.) *Pinetum calamagrostidosum*

(*epigeioris*). При подальшому розвитку такі угруповання поступово перетворюються в ценози ас. *Pinetum hylocomiosum*.

Узагальнений еколого-ценотичний ряд заростання пісків *Calamagrostis epigeios* є таким: ценози малорічників → угруповання (далі угр.) *Calamagrostis epigeios* + *Koeleria glauca* → угр. *Calamagrostis epigeios* з молодю *Pinus sylvestris* → ценози ас. *Pinetum calamagrostidosum (epigeioris)* → ценози ас. *Pinetum hylocomiosum*.

Отже, угр. *Pinetum calamagrostidosum (epigeioris)*, що досить поширені в регіоні є сукцесійними стадіями формування ценозів соснових лісів зеленомохових. В заростанні пісків Новгород-Сіверського Полісся беруть участь типові для лісової зони широкоареальні псамофітні види (*Calamagrostis epigeios*, *Koeleria glauca*).

При вивченні окремих ділянок соснових культур різного віку Новгород-Сіверського держлісгоспу нами відмічено, що характер їх формування включає кілька стадій: 1) стадія формування травостою з домінуванням *Calamagrostis epigeios* (від 5 до 10 років); насадження *Pinus sylvestris* частково заростають *Betula pendula* Roth., *Rubus caesius* L.; 2) стадія формування деревостану (10–15 років), на якій зменшується покриття трав'яно-чагарничкового ярусу, в якому зростають види-псамофіти та лісові бореальні види; 3) стадія формування вихідного ценозу. На цій стадії, у віці 20–30 років, *Pinus sylvestris* має зімкненість крон 0,7–0,8, зелені мохи утворюють дещо однорідний покрив з проективним покриттям 70–80%, в трав'яному покриві зростає роль видів-бореалів. На місці вихідних соснових ценозів формуються флористично збіднені угруповання, що частково пов'язано з зімкненістю *Pinus sylvestris*.

Значний вплив випасання та рекреації здійснюється на соснові ліси, які розташовані біля населених пунктів. Для даної групи сукцесійних процесів такого типу характерними є такі особливості: склад деревостану залишається незмінним, але стає більш зрідженим; моховий покрив, який найбільш чутливий до витоπτування, поступово розріджується, його проективне покриття становить 25–30 % проти 70–80 % в непорушених ценозах; в розріджений моховий покрив починають проникати псамофітні злаки (*Agrostis tenuis* Sibth., *A. canina* L., *Anthoxanthum odoratum* L.) та види-геліофіти (*Helichrysum arenarium*, *Jasione montana* L.). На таких ділянках з вихідних ценозів випадають типові бореальні види, порушується моховий покрив і заміщується стійким до витоπτування злаком *Agrostis tenuis*. Якщо вплив витоπτування на лісових ділянках значний, то моховий покрив повністю витісняється *Agrostis tenuis*.

Сукцесійний еколого-ценотичний ряд дигресії соснових лісів зеленомохових під впливом випасання та рекреаційного навантаження має такий вигляд: ас. *Pinetum hylocomiosum* → ас. *Pinetum agrostidosum (tenuis)* - *hylocomiosum* → ас. *Pinetum agrostidosum (tenuis)* → ас. *Pinetum sparsiherbosum*.

Слід зазначити, що внаслідок випасання в цілому спрощується структура угруповань, проходить ксерофітизація їх екотопів, формуються флористично бідні, менш продуктивні угруповання, збіднюється ценотична різноманітність, яка в подальшому заміщується незначною кількістю монодомінантних синтаксонів [6]. Рекреаційні впливи на лісові системи носять подібний характер, але пострекреаційна демуґація лісових угруповань може також відбуватися в напрям збільшення синтаксономічного різноманіття, змінами нижніх ярусів та значним ступенем відновлення вихідного складу трав'яного ярусу [3].

Нами були виявлені лісові ділянки (Лосківське і Гремяцьке лісництва), на яких після вирубування *Pinus sylvestris* були висаджені культури *Quercus robur* L. При їх підростанні спостерігається уповільнений ріст *Quercus*, часткове його пригнічення. Поступово на ділянках формуються флористично збіднені, насичені здебільшого єврітопними видами, ценози.

Також в регіоні досліджень спостерігається явище експансії біля окремих населених пунктів в соснові ценози північноамериканських інтродуцентів, зокрема в деревинний ярус входить *Robinia pseudoacacia* L.; в чагарниковий ярус – *Amorpha fruticosa* L. *Robinia* широко висаджувалася як протиерозійна лісова культура, що сприяло затуханню ерозійних процесів на проміжку надзаплавних терас р. Десни від Новгород-Сіверського до Коропа та формуванню відповідних робінієвих дереватів.

Висновки

На сучасному етапі серед змін лісових ценозів Новгород-Сіверського Полісся переважають відновні (природні) біля невеликих хуторів та сіл, та антропогенні і антропогенно-природні біля великих населених пунктів. Відновні зміни підсилюються також охоронним режимом, введеним на певній площі регіону з природною рослинністю. Аналіз антропогенних змін рослинного покриву регіону досліджень вказує на формування ценозів з відносно стійкою структурою, в межах яких простежуються тенденції до їх спрощення, зниження їх продуктивності і резистентності, скорочення площ цінних у ботаніко-созологічному та господарському відношенні угруповань.

Робота виконана в рамках держбюджетної теми Міністерства освіти і науки, молоді та спорту України «Біологічне та ландшафтне різноманіття лісових територій ПЗФ Лівобережного Полісся в межах Чернігівської області».

1. Андриенко Т. Л. Антропогенные изменения растительности Украинского Полесья / Т. Л. Андриенко // Фитоценология антропогенной растительности. – Уфа : Башкир. гос. ун-т, 1985. – С. 15–29.
2. Геоботаничне районування Української РСР / [під ред. А. Г. Барбарича]. – Київ : Наукова думка, 1977. – С. 73–137.
3. Злобин Ю. А. Пострекреационная демутиация в лесном сообществе / Ю. А. Злобин, И. Б. Сухой // Фитоценология антропогенной растительности. – Уфа : Башкир. гос. ун-т, 1985. – С. 29–39.
4. Карпенко Ю. О. Заплавні системи як сполучні території структурних елементів екомережі (на прикладі Чернігівської області) / Ю. О. Карпенко // Науковий вісник Волинського державного університету ім. Лесі Українки. – 2007. – № 11 (ч. 2). – С. 213–218.
5. Лукаш О. В. Флора судинних рослин Східного Полісся: структура та динаміка / О. В. Лукаш. – Київ : Фітосоціоцентр, 2009. – С. 80.
6. Шеляг-Сосонко Ю. Р. Основные тенденции антропогенных изменений растительности Украины / Ю. Р. Шеляг-Сосонко, Т. Л. Андриенко, В. В. Осычнюк, Д. В. Дубина // Укр. ботан. журн. – 1985. – Т. 70, № 4. – С. 451–463.

Ю.А. Карпенко

Черниговский национальный педагогический университет им. Т.Г.Шевченко, Украина

АНТРОПОГЕННЫЕ ИЗМЕНЕНИЯ ЛЕСНЫХ ЦЕНОЗОВ НОВГОРОД-СЕВЕРСКОГО ПОЛЕСЬЯ И ИХ СТОЙКОСТЬ

В статье проанализированы антропогенные изменения сосновых лесов. Они ведут к формированию ценозов с относительно стойкой структурой, при этом наблюдаются тенденции к их упрощению, снижению продуктивности и резистентности, уменьшению их ботанико-созологической и хозяйственной ценности.

Ключевые слова: Новгород-Северское Полесье, лесные экосистемы, фито-разнообразие, сукцессионные изменения, эколого-ценотические ряды

Yu.A. Karpenko

Taras Shevchenko Chernihiv National Pedagogical University, Ukraine

CHANGES IN FOREST ANTHROPOGENIC CENOSIS NOVGOROD SEVERSKY POLISSIA AND PROBLEMS OF RESISTANCE

The article analyzes the human-induced changes of pine forests. They lead to the formation of coenoses relatively stable structure, with a tendency to simplify them, reducing productivity and resistance, to reduce their botanical sozological and economic value.

Keywords: Novgorod-Seversky Polissia, forest ecosystems, phytodiversity, suktsesiynih change, environmental cenotic series

Рекомендує до друку

М.М. Барна

Надійшла 23.02.2011

УДК 582.32.575.17

Н.Я. КИЯК, О.Л. БАЇК

Інститут екології Карпат НАН України
вул. Козельницька, 4, Львів 79026

ЕКОЛОГО-ФІЗІОЛОГІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА ДОМІНУЮЧИХ ВИДІВ МОХІВ НА ТЕРИТОРІЯХ СІРЧАНОВОГО ВИДОБУТКУ

Лосліджували особливості фотосинтетичної системи домінуючих видів мохів на території відвалу ГХП “Сірка”. Показано, що склад пігментного апарату і інтенсивність фотосинтезу мохів залежить як від життєвої форми виду, так і від конкретних екологічних умов на схилах відвалу.

Ключові слова: мохи, дегазовані території, фотосинтетичні пігменти, інтенсивність фотосинтезу

Одночасно з механічним і хімічним порушенням природних екосистем, у процесі видобування сірки відкритим способом на території Яворівського державного гірничо-хімічного підприємства (ДГХП) “Сірка” виносяться на поверхню і складаються у відвалах гірські породи, що значно відрізняються від початкових субстратів за своїми хімічними та фізичними властивостями [2–4]. Мохоподібні є важливим компонентом таких антропогенно змінених екосистем, оскільки тут вони є піонерами заростання техногенних територій [9]. Однак, їх роль у процесах утворення і накопичення органічної речовини, в заселенні новоутворених субстратів досліджена недостатньо.

Вивчення особливостей вмісту фотосинтетичних пігментів та інтенсивності фотосинтезу мохів на території відвалу №1 Яворівського родовища сірки дозволить встановити їх роль у продукційному процесі рослинного покриву на техногенних субстратах сірчаного виробництва.

Матеріал і методи досліджень

На території відвалу №1 ДГХП “Сірка” для досліджень були відібрані 4 види мохів, які домінують в цих умовах: *Barbula unguiculata* Hedw., *Bryum argenteum* Hedw., *Bryum caespitium* Hedw., *Brachytecium salebrosum* (Hoffm. ex F. Weber et D. Mohr) Schimp. Зразки мохів відбирали для аналізу на дослідних трансектах (по три трансекти на північному і південному схилах відвалу – основа, схил, вершина) влітку 2010 року. У свіжозібраному рослинному матеріалі визначали вміст фотосинтетичних пігментів за методом Д. Арнона [8] та інтенсивність фотосинтезу методом спалювання рослинного матеріалу у хромовій суміші [5]. Усі досліді проводили у 3-кратній повторності. Отримані дані опрацьовували методами статистичного аналізу [7].

Результати досліджень та їх обговорення

Фотосинтез завжди має певні риси пристосованості до складного комплексу екологічних факторів та умов, в яких цей процес відбувається. Це проявляється, насамперед, в особливостях пігментного апарату, в його кількісному та якісному складі.

У наших дослідях вміст хлорофілів ($a+b$) в листках досліджуваних видів мохів був у діапазоні 1,89–0,40 мг/г сухої маси, каротиноїдів – 0,83–0,20 мг/г сухої маси. Для видів *B. caespitium* та *B. argenteum* встановлено найбільшу кількість зелених (1,9–1,2 мг/г с.м.) та жовтих пігментів (0,8–0,7 мг/г с.м.) (табл. 1), що обумовлено досить високою оводненістю листків (70–60%) порівняно з іншими досліджуваними видами. Можливо, це пов'язано з специфікою життєвої форми цих видів, оскільки вони утворюють щільну дернину, яка добре утримує вологу. Значні відмінності у вмісті фотосинтетичних пігментів встановлено залежно від експозиції та місцезнаходження на схилі відвалу. Максимум вмісту хлорофілів виявлено у зразках з північного схилу, що може бути зумовлене кращими умовами водозабезпечення рослин на цій частині відвалу (вологість субстрату на північному схилі – $26,4 \pm 3,2\%$, на південному – $14,7 \pm 2,4\%$). Крім того, спостерігається тенденція до зменшення кількості хлорофілів та каротиноїдів у *B. argenteum* та *B. caespitium* від основи до вершини відвалу як на північному, так і на південному схилах. Так, у зразках *B. caespitium*, зібраних на вершині

відвалу, встановлено зниження вмісту хлорофілів майже на 30% порівняно з рослинами, які росли в основі відвалу. Тобто, при зростанні напруженості екологічних факторів на вершині відвалу (висока інсоляція, зниження вологості субстрату) відбувається суттєве зменшення вмісту фотосинтетичних пігментів.

У виду *B. unguiculata*, який найчастіше трапляється на відкритих місцевиростаннях з високою інтенсивністю світла, встановлено дещо нижчий рівень зелених пігментів (1,05–0,99 мг/г с.м.) та збільшений вміст каротиноїдів (1,2–0,5 мг/г с.м.) порівняно з двома попередніми видами.

Таблиця 1

Вміст фотосинтетичних пігментів у мохах відвалу №1

Місце збору зразків на території відвалу	Вміст фотосинтетичних пігментів (мг/г с. м.)					
	хл. <i>a</i>	хл. <i>b</i>	<i>a+b</i>	каротиноїди	X/K	хл. <i>a/b</i>
Північний схил						
<i>Bryum caespitium</i>						
основа	0,96±0,06	0,62±0,03	1,58±0,10	0,41±0,02	3,8	1,6
схил	0,90±0,09	0,56±0,09	1,46±0,09	0,76±0,03	1,9	1,6
вершина	0,68±0,08	0,52±0,06	1,20±0,08	0,31±0,01	3,9	1,3
<i>Bryum argenteum</i>						
основа	0,68±0,03	0,53±0,02	1,21±0,09	0,52±0,02	2,3	1,3
схил	0,62±0,01	0,53±0,02	1,15±0,08	0,42±0,03	2,7	1,2
вершина	0,24±0,01	0,16±0,01	0,40±0,02	0,21±0,01	1,91	1,5
<i>Barbula unguiculata</i>						
основа	0,64±0,03	0,41±0,02	1,05±0,09	1,20±0,01	0,8	1,5
схил	0,59±0,02	0,40±0,01	0,99±0,03	1,10±0,03	0,9	1,5
вершина	0,39±0,01	0,24±0,02	0,64±0,02	0,73±0,01	0,8	1,6
<i>Brachytecium salebrosum</i>						
основа	–	–	–	–	–	–
схил	0,51±0,05	0,64±0,02	1,15±0,02	0,28±0,03	4,1	0,8
вершина	0,33±0,03	0,30±0,01	0,63±0,09	0,22±0,02	2,9	1,1
Південний схил						
<i>Bryum caespitium</i>						
основа	0,69±0,03	0,54±0,03	1,23±0,09	0,43±0,03	2,9	1,3
схил	1,08±0,09	0,68±0,04	1,76±0,07	0,51±0,03	3,4	1,6
вершина	0,69±0,05	0,45±0,02	1,14±0,09	0,44±0,02	2,6	1,6
<i>Bryum argenteum</i>						
основа	1,21±0,09	0,68±0,03	1,89±0,1	0,83±0,05	2,3	1,8
схил	0,78±0,05	0,45±0,02	1,23±0,09	0,38±0,01	3,2	1,8
вершина	0,61±0,03	0,34±0,02	0,95±0,07	0,36±0,02	2,6	1,8
<i>Barbula unguiculata</i>						
основа	0,63±0,02	0,36±0,01	0,99±0,04	0,75±0,03	1,3	1,6
схил	0,58±0,03	0,42±0,03	1,0±0,08	0,59±0,05	1,6	1,3
вершина	0,47±0,01	0,27±0,01	0,74±0,03	0,52±0,002	1,4	1,7
<i>Brachytecium salebrosum</i>						
основа	0,51±0,03	0,50±0,04	1,1±0,09	0,21±0,01	5,3	1,0
схил	–	–	–	–	–	–
вершина	0,38±0,02	0,32±0,02	0,70±0,03	0,20±0,01	3,5	1,1

Співвідношення кількості хлорофілів до каротиноїдів (X/K) у цього виду знаходиться у межах 1,7–0,8. Для *B. argenteum* та *B. caespitium* цей показник вищий і знаходиться у межах 4,0–2,0. У *B. salebrosum* співвідношення X/K є найвищим серед усіх досліджуваних видів мохів і досягає 5,0, що є характерним для рослин, які ростуть у затінених місцях. Необхідно відзначити, що для цього виду виявлено найменшу кількість фотосинтетичних пігментів (0,51–0,33 мг/г с.м. зелених пігментів та 0,28–0,22 мг/г с.м. каротиноїдів). Для *B. salebrosum* також є характерним зниження кількості пігментів майже на 30% у зразків, зібраних на вершині,

порівняно зі зразками, що росли в основі відвалу. Поряд із кількісними відмінностями, у цього виду встановлені і суттєві якісні зміни у складі зелених пігментів. *B. salebrosum* росте в затінених місцях на території відвалу, тому пристосованість до низької інтенсивності світлового потоку у цього виду досягається за рахунок зростання частки хлорофілу *b* в загальній сумі зелених пігментів асимілюючих органів. Взагалі, співвідношення хлорофілів *a/b* в пігментному комплексі листків усіх досліджуваних видів досить низьке (1,8–1,0), що є близьким для показників рослин тіньового типу [6]. Частка хлорофілу *a* в сумарній кількості зелених пігментів становить в середньому 65–58% і лише у зразків *B. salebrosum* цей показник зменшується до 50% за рахунок підвищення кількості хлорофілу *b*. Це може свідчити про пристосованість мохів до зміни інтенсивності світла, що дозволяє рослинам ефективно використовувати світло низьких інтенсивностей.

Аналіз інтенсивності фотосинтезу домінуючих видів мохів на території відвалу №1 показав залежність цього показника як від специфіки виду, так і від конкретних екологічних умов (табл. 2). Максимальну інтенсивність визначено у зразків *B. caespitium* та *B. argenteum* (3,68–3,56 мг CO₂/г с.м./год), які росли в основі відвалу. У *B. unguiculata* з цієї ділянки відвалу показник фотосинтетичної активності становив 3,04 мг CO₂/г с.м./год і для *B. salebrosum* – 2,5 мг CO₂/г с.м./год. Найнижчі показники асиміляції CO₂ визначені у зразках, відібраних з вершини відвалу (2,6–1,2 мг CO₂/г с.м./год), тобто, спостерігається тенденція зниження рівня фотосинтезу від основи до вершини відвалу.

Таблиця 2

Інтенсивність фотосинтезу домінуючих видів мохів відвалу №1

Місце збору зразків на території відвалу	Інтенсивність фотосинтезу, мг CO ₂ /г с. м./год	
	Північний схил	Південний схил
<i>Bryum caespitium</i>		
основа	3,57±0,20	3,64±0,30
схил	2,54±0,10	2,44±0,20
вершина	2,06±0,10	1,58±0,09
<i>Bryum argenteum</i>		
основа	3,56±0,20	3,68±0,20
схил	2,56±0,10	3,23±0,20
вершина	2,29±0,10	2,61±0,10
<i>Barbula unguiculata</i>		
основа	3,04±0,20	3,41±0,20
схил	2,30±0,20	2,53±0,10
вершина	2,20±0,20	2,32±0,20
<i>Brachytecium salebrosum</i>		
основа	–	2,66±0,20
схил	2,53±0,10	–
вершина	2,08±0,20	2,01±0,10

Чітких закономірностей зміни величин фотосинтетичної активності залежно від експозиції на схилі не вдалося виявити. В цілому, для усіх досліджуваних видів встановлена пряма кореляція між інтенсивністю фотосинтезу та вмістом хлорофілів у листках мохів, оскільки максимальні величини асиміляції CO₂ визначені для видів, що мали максимум зелених пігментів – *B. caespitium* та *B. argenteum*.

Висновки

Отже, на основі отриманих результатів про кількісний та якісний склад пігментів пластид в листках домінуючих видів мохів відвалу №1 можна зробити висновок, що рівень вмісту фотосинтетичних пігментів залежить як від місцезнаходження на схилі відвалу, так і від специфіки виду. Насамперед, важливе значення має життєва форма виду, оскільки найвищі показники вмісту фотосинтетичних пігментів встановлені для видів, що формують коротку, щільну дернину (*B. caespitium* і *B. argenteum*). Види з такою життєвою формою краще

переносять несприятливі екологічні умови на схилах відвалу. Крім того, для виду *B. caespiticius* властиве утворення густої ризоїдальної повсті, яка теж сприяє утриманню вологи моховою дерниною.

Для усіх досліджуваних видів мохів встановлено зниження кількості фотосинтетичних пігментів у напрямку від основи до вершини відвалу, незалежно від північної чи південної експозиції. Очевидно, сильна інсоляція та нестабільний режим зволоження на вершині відвалу були основними причинами таких змін у фотосинтетичному апараті мохів. Порівняння середніх показників вмісту хлорофілів у листках досліджуваних видів мохів з аналогічними показниками інших життєвих форм показало їх подібність за пігментним складом з видами судинних вічнозелених життєвих форм (1,7–2,6 мг/г с.м.) [1].

Інтенсивність фотосинтезу мохів на території відвалу №1 також залежить від видових особливостей моху та від місцезнаходження на схилах відвалу, тобто, встановлені аналогічні тенденції, як й у випадку з фотосинтетичними пігментами. Найвищу інтенсивність фотосинтезу виявлено в зразках із максимальним вмістом фотосинтетичних пігментів.

Робота виконана за фінансової підтримки Українського науково-технологічного центру (проект № 5032)

1. Вознесенский В. Л. Об углекислотном газообмене растений / В. Л. Вознесенский // Физиология растений. – 1986. – Т. 33, № 2. – С. 305–312.
2. Козловський В. Важкі метали в ґрунтах техногенних ландшафтів родовищ самородної сірки Передкарпаття (Україна) / В. Козловський // Ґрунтознавство. – 2008. – Т. 9, № 3. – С. 101–107.
3. Марискевич О. Оксидоредуктазна активність ґрунтів техногенних ландшафтів сірчаних родовищ Передкарпаття / О. Марискевич, В. Левик, І. Шпаківська, М. Бжежінська // Науковий вісник Ужгородського ун-ту. Серія біологічна. – 2008. – Вип. 24. – С. 78–82.
4. Марискевич О. Г. Формування ґрунтів у межах техногенного ландшафту Яворівського ДГХП “Сірка” / О. Г. Марискевич, І. М. Шпаківська, О. І. Дідух // Науковий вісник Чернівецького ун-ту. Серія біологічна. – 2005. – Вип. 251. – С. 175–185.
5. Ніколайчук В. І. Спецпрактикум з фізіології і біохімії рослин / В. І. Ніколайчук, В. Й. Белчгазі, П. П. Білик. – Ужгород, 2000. – 210 с.
6. Продукционный процесс в сообществах горной тундры Хибин / Н. Ю. Шмакова, Л. М. Лукьянова, Т. М. Булычева, О. В. Кудрявцева. – Апатиты, 1996. – 125 с.
7. Плохинский Н. А. Биометрия / Н. А. Плохинский. – М. : Изд-во МГУ, 1970. – 367 с.
8. Arnon D. Copper enzymes in isolated chloroplasts. Polyphenol oxidase in *Beta vulgaris* / D. Arnon // Plant Physiol. – 1949. – Vol. 24. – P. 1–5.
9. Ringen D. The role of moss in facilitating natural revegetation of metal-contaminating sites during primary succession / D. Ringen. – [Електронний ресурс]. Режим доступу до журналу : www.bioed.org/ibscore/.

Н.Я. Кияк, О.Л. Баук

Институт экологии Карпат НАН Украины, Львов

ЭКОЛОГО-ФИЗИОЛОГИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ДОМИНИРУЮЩИХ ВИДОВ МХОВ НА ТЕРРИТОРИЯХ ВЫРАБОТКИ СЕРЫ

Исследовано особенности фотосинтетической системы доминирующих видов мхов на территории отвала ГХП “Сера”. Показано, что состав пигментного аппарата и интенсивность фотосинтеза мхов зависят как от жизненной формы вида, так и от конкретных экологических условий на склонах отвала.

Ключевые слова: мхи, девастированные территории, фотосинтетические пигменты, интенсивность фотосинтеза

N.Ya. Kyjak, O.L. Baik

Institute of Ecology of the Carpathians NAS of Ukraine, Lviv

ECOLOGICAL AND PHYSIOLOGICAL CHARACTERISTIC OF DOMINANT MOSS SPECIES ON THE TERRITORIES OF SULPHUR DEPOSITS

The peculiarities of photosynthetic system of dominant moss species on the territory of dump №1 of Mining and Chemistry Enterprise "Sulphur" were investigated. It was shown, that composition of pigmental apparatus and photosynthesis intensity of mosses are depended both on species life-form and from specific ecological conditions on the dump slopes.

Keywords: bryophytes, devastated territories, photosynthetic pigments, intensity of photosynthesis

Рекомендує до друку
Н.М. Дробик

Надійшла 24.02.2011

УДК 594.32

А.В. КОШЕЛЕВ

Одесский филиал Института биологии южных морей им. А.А. Ковалевского НАН Украины
ул. Пушкинская, 37, Одесса 65125

ЭКОЛОГО-БИОЛОГИЧЕСКИЕ ОСНОВЫ РЕЗИСТЕНТНОСТИ ГЕТЕРОГОННЫХ БЕСПОЗВОНОЧНЫХ

Показана значительная устойчивость самцов, миктических самок и постлатентных ювенисов по сравнению с амиктическими самками к действию солености. Различий в чувствительности к токсиканту не выявлено. Отмечена высокая устойчивость к токсиканту латентных яиц, а при действии солености показана невозможность выклева в условиях осмотического обезвоживания.

Ключевые слова: партеногенез, соленость, токсикант, устойчивость, латентные яйца, биотестирование

Гетерогонные беспозвоночные успешно используются для реализации практических задач, связанных с аквакультурой, биотестированием, проблемой биологических инвазий, причем наиболее активно используются коловратки (Rotatoria) и ветвистоусые ракообразные (Cladocera). В практике токсикометрического контроля стандартные методики регламентируют проведение оценки токсичности воды на партеногенетических самках. В естественных условиях и нередко при лабораторном культивировании партеногенез сменяется гамогенезом, когда возможно продуцирование генераций разных типов, состоящих из партеногенетических самок, миктических самок и самцов [1]. При этом часть, а то и вся популяция, выводится в состояние покоя в виде латентных яиц, из которых по окончании диапаузы развиваются партеногенетические самки. Основываясь на возможности сохранения жизнеспособности беспозвоночных в состоянии покоя, было предложено необходимый для постановки токсикологических экспериментов стартовый материал получать из покоящихся стадий после необходимой диапаузы [9]. Очевидно, что сложность жизненного цикла и наличие в онтогенезе разных возрастно-половых стадий, отличающихся и по способу образования и по биологической роли в популяциях, может отразиться и на устойчивости к действию факторов среды.

Целью исследования явилось определение соленостной толерантности и чувствительности к стандартному токсиканту партеногенетических, миктических, постлатентных самок, самцов и латентных яиц в условиях острых экспериментов.

Материал и методы исследований

Объектами исследований служили лабораторные культуры массовых беспозвоночных эфемерных водоемов северо-западного Причерноморья: *Brachionus plicatilis* O.F. Müller (Rotatoria), *Moina mongolica* Daday (Cladocera). Из синхронизированной культуры в эксперименты отбирались суточные ювенисы. Перевода культур на половой тип размножения добивались путем увеличения плотности популяции. В лабораторных условиях были получены латентные яйца при солёности 12 ‰, что составило контроль для всех возрастно-половых стадий. Проводили исследования острой токсичности дихромата калия ($K_2Cr_2O_7$) и солёности.

При постановке экспериментов руководствовались методикой токсикологических экспериментов по определению острой токсичности морских и солоноватых вод [2]. Методом пробит-анализа вычисляли значения медианной летальной солёности LS_{50} (‰) и концентрации LC_{50} (мг/дм³).

Результаты исследований и их обсуждение

Экспонирование латентных яиц при солёности выше 54‰ (*M. mongolica*) и 38‰ (*B. plicatilis*) приводило к дегидратации латентных яиц вследствие осмотической потери воды, уменьшению размеров и стрикции внутреннего содержимого яиц. При этом было невозможно завершение диапаузы и выход ювенисов из латентных яиц после действия активирующих факторов [3]. В таких условиях ребиоз (переход к активному способу жизни) возможен при распреснении до уровня, обеспечивающего гидратацию яиц и выклев молоди, т.е. возврат в воду контрольной солёности.

Результаты токсикологического эксперимента по острому действию дихромата калия показали высокую устойчивость латентных яиц, что выразилось в сохранении жизнеспособности эмбрионов в стадии покоя при экспонировании в высокотоксичном диапазоне (100–500 мг/дм³). По завершению диапаузы наблюдался выклев сформированных эмбрионов, которые тут же погибали.

Эффективная защита эмбрионов возможна благодаря селективно проницаемым оболочкам латентных яиц, пропускающим воду и растворенный кислород, но препятствующих проникновению веществ – ксенобиотиков, что объясняется эволюционной преадаптацией к прохождению диапаузного развития в илу, выделяющего органические яды [4].

Действие солёности так же хорошо переносится латентными яйцами, но все же непреодолимо осмотическое обезвоживание, которое, однако, не влияет на развитие эмбрионов, а лишь препятствует выклеву. Таким образом, адаптационные возможности активных стадий к солёности выше, чем покоящихся, что является следствием низкой метаболической активности на стадии эмбриональной диапаузы и очевидно обусловлено невозможностью морфофункциональных перестроек.

Изучение солёностной толерантности гетерогонных беспозвоночных *B. plicatilis* и *M. mongolica* выявило существенные различия в чувствительности возрастно-половых стадий к действию солёности (таблица).

Таблица

Показатели смертности тест-объектов при действии солёности и токсиканта

Тест-объект	Стадия онтогенеза			
	Амиктические самки	Миктические самки	Постлатентные самки	Самцы
Солёность, ‰				
<i>M. mongolica</i>	36,6±0,4	38,8±0,3	52,2±1,2	45,8±0,4
<i>B. plicatilis</i>	39,9±0,2	42,1±0,3	58,8±0,9	-
$K_2Cr_2O_7$, мг/дм ³				
<i>M. mongolica</i>	3,7±0,1	3,9±0,3	3,9±0,5	±
<i>B. plicatilis</i>	2,1±0,2	2,2±0,2	2,3±0,3	-

Результаты экспериментов показали, что ювенисы, отрожденные из латентных яиц, более устойчивы к солёности, чем ювенисы из партеногенетической культуры. Выживаемость в диапазоне 12–25‰ в обоих вариантах составила 100%. Очевидно, преодоление солёностного

бар'єра, может быть эффективно реализовано постлатентными ювенисами, определяя успех вселения в широком диапазоне солености. Показано, что потомство, отрожденное из латентных яиц, обладает более крупными липидными включениями, чем самки из генераций субитанных яиц, что обуславливает большую устойчивость к факторам среды [6]. Устойчивость к голоданию за счет жировых запасов наряду с широкой толерантностью к солености определяет стартовую численность популяции, в результате спонтанной инвазии вида, имеющего в жизненном цикле покоящуюся стадию [7].

Реализация принципиально различных репродуктивных стратегий возможна благодаря качественными различиями субитанных и латентных яиц. Два типа продуцируемых яиц значительно различаются не только по способу образования, но биохимическим составом [8], что не только обеспечивает диапаузное развитие, но и имеет адаптивное значение для постэфиопиальных ювенисов рождаемых в наиболее непредсказуемых условиях [5].

Выводы

Токсикорезистентность к стандартному токсиканту оказалась одинаковой для всех вариантов потомства тест-объектов, в том числе и для амиктических самок из генераций субитанных яиц и постлатентных ювенисов. Сходная чувствительность отмечена и для *Daphnia magna* [10].

1. Буторина Л. Г. Сезонная ритмика продуцирования отдельных типов субитанных пометов и продолжительность периода активной жизнедеятельности популяции *Polyphemus pediculus* (Crustacea, Branchiopodidae) / Л. Г. Буторина // Гидробиологический журнал. – 1999. – Т. 38, № 5. – С. 54–63.
2. ДСТУ 4168-2003 Якість води. Визначання гострої летальної токсичності на морських ракоподібних (Crustacea) (ISO 14669:1999, MOD). Держспоживстандарт України. – Київ, 2004. – 19 с.
3. Кошелев А. В. Галоангидриоз – стадия анабиотического состояния галофильных беспозвоночных / А. В. Кошелев // Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біологія. Спец. вип.: Гідроекологія. – 2005. – Т. 27, № 4. – С. 125–126.
4. Макрушин А. В. Оболочка пропагул беспозвоночных и растений: избирательная проницаемость и барьерные свойства / А. В. Макрушин, И. В. Лянгузова // Журн. общей биологии. – 2006. – Т. 67, № 2. – С. 120–126.
5. Arbačiauskas K. Life-history variation related to the first adult instar in daphnids derived from diapausing and subitaneous eggs / K. Arbačiauskas // Hydrobiologia. – 2001. – Vol. 442. – P. 157–164.
6. Gilbert J. J. Females from resting eggs and parthenogenetic eggs in the rotifer *Brachionus calyciflorus*: lipid droplets, starvation resistance and reproduction / J. J. Gilbert // Freshwat. Biol. – 2004. – Vol. 49. – P. 1505–1515.
7. Panov V. E. Role of diapause in dispersal and invasion success by aquatic invertebrates / V. E. Panov, P. I. Krylov, N. Riccardi // J. Limnol. – 2004. – Vol. 63, № 1. – P. 56–69.
8. Pauwels K. Biochemical adaptation for dormancy in subitaneous and dormant eggs of *Daphnia magna* / K. Pauwels, R. Stoks, A. Verbiest [at al.] // Hydrobiologia. – 2007. – Vol. 594. – P. 91–96.
9. Persoone G. New microbioassays for routine toxicity screening and biomonitoring / G. Persoone, C. Janssen, W. De Coen. – New York : Kluwer Academic Plenum Publishers, 2000. – 550 p.
10. Persoone G. Review on the acute *Daphnia magna* toxicity test – Evaluation of the sensitivity and the precision of assays performed with organisms from laboratory cultures or hatched from dormant eggs / G. Persoone, R. Baudo, M. Cotman [at al.] // Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems. – 2009. – Vol. 393, № 1. – P. 1–29.

О.В. Кошелев

Одеська філія Інституту біології південих морів ім О.О. Ковалевського НАН України

ЕКОЛОГО-БІОЛОГІЧНІ ОСНОВИ РЕЗИСТЕНТНОСТІ ГЕТЕРОГОННИХ БЕЗХРЕБЕТНИХ

Показана значна стійкість самців, міктичних самок і постлатентних ювенісів порівняно з аміктичними самицями на дію солоності. Відмінності у чутливості до токсиканту не виявлені. Відзначена висока стійкість до токсиканта латентних яєць, а при дії солоності показана неможливість викльовування за осмотичного зневоднювання.

Ключові слова: партеногенез, солоність, токсикант, стійкість, латентні яйця, біотестування

A.V. Koshelev

Odessa Branch O.O. Kovalevsky Institute of Biology of Southern Seas NAS of Ukraine

ЕКОЛОГИКАЛЬНІ ТА БІОЛОГІЧНІ ОСНОВИ РЕЗИСТЕНСЬКОГО ІНВЕРТЕБРАТ

Considerable stability of males, mictic females and postlatent juvenis in comparison with amictic females to salinity action is shown. Distinctions in sensitivity to toxicant it is not revealed. High stability to toxicant latent eggs isn'ted, and at salinity action the impossibility hatching in the conditions of osmotic dehydration is shown.

Keywords: parthenogenesis, salinity, toxicant, stability, latent eggs, bioassay

Рекомендує до друку
В.З. Курант

Надійшла 07.02.2011

УДК 582.296.32:635.15

О.В. ЛОБАЧЕВСЬКА

Інститут екології Карпат НАН України
вул. Козельницька, 4, Львів 76026

ЕКОЛОГІЧНІ ОСОБЛИВОСТІ ТА РЕПРОДУКТИВНА СТРАТЕГІЯ МОХОПОДІБНИХ НА АНТРОПОГЕННО ТРАНСФОРМОВАНИХ ТЕРИТОРІЯХ

Установлено видовий склад мохоподібних на породних відвалах Червоноградського вугільного басейну (32 види) і Яворівського гірничо-хімічного підприємства “Сірка” (33 види). Поряд з аналізом таксономічного складу мохоподібних здійснено їх екологічний аналіз по відношенню до трофності і вологості місцязростання, визначені спектри статевих типів і життєвих стратегій. Результати дослідження показали, що для вивчення техногенних територій характерна малоспецифічна бріофлора, представлена в основному видами з стратегією колоністів, для підтримки місця проживання яких необхідне активне розселення за рахунок розсіювання спор.

Ключові слова: мохоподібні, антропогенно трансформовані території, дводомні види-колоністи, виводкові органи, статеве розмноження

Мохоподібні винятково чутливі до фізико-хімічних умов довкілля і тому широко використовуються для індикації стану природного середовища та контролю його забруднення. Роль бріофітів у формуванні рослинного покриву часто недооцінюється, а дослідження специфіки бріокомпонента на деастрованих територіях як прояву адаптогенезу до техногенно трансформованого середовища, попри їх очевидну перспективність, лише розпочинаються.

Мета цієї роботи – встановлення видового різноманіття мохоподібних на техногенно порушених територіях та особливостей їх екологічної та репродуктивної пластичності.

Матеріал і методи досліджень

Об'єктом досліджень були мохоподібні техногенно трансформованих територій Червоноградського гірничопромислового району та Яворівського гірничо-хімічного підприємства “Сірка”. Систематичний аналіз мохоподібних, зібраних маршрутным методом на породних відвалах шахт та сірчаного видобутку, здійснювали за Г. Бачуриною, В. Мельничуком [1, 2], М. Ігнатовим, Є. Ігнатовою [3, 4], В. Баком, Б. Гофінет [8], Я. Фрамом, В. Фреєм [10].

Для таксономічного аналізу бріофітів використовували систему Б. Гофінет та ін. [12]. Екологічні групи за вологістю та трофічністю субстрату визначали за Г. Риковським [6]. Для встановлення життєвих форм мохоподібних використовували класифікацію К. Гімінгайма і Е. Робертсона [11], модифіковану К. Магдефрау [13] та П. Річардсом [15]. Типи життєвих стратегій мохів на відвалах проводили за системою Г. Дюрінга [9].

Результати досліджень та їх обговорення

Видове різноманіття бріофіт проаналізовано на відвалах недіючої шахти “Візейська” та діючих рекультивованих породних відвалах Центральної збагачувальної фабрики (ЦЗФ) “Червоноградська” і шахти “Надія” м. Соснівки Львівської області Червоноградського гірничопромислового району. Всього на відвалах виявлено 32 види мохоподібних, які належать до двох відділів (Marchantiophyta і Bryophyta), 15 родин, 25 родів. Найбільшу кількість видів визначено з родин Brachytheciaceae (8), Bryaceae (4), Polytrichaceae (4) та Pottiaceae (4). Поширення видів Polytrichaceae на шахтних відвалах, але повна їх відсутність на сірчаних, очевидно, значною мірою пов’язане з рекультиваційними заходами – засипання порід піщаними ґрунтами.

Установлено, що на породних відвалах домінують верхоплідні (62,5%), дводомні (69,0%) види мохоподібних, які переважно утворюють пухкі низькі дернинки (78,0%). На підставі екологічного аналізу мохоподібних виділено 6 груп щодо зволоження субстрату: ксеромезофіти (13), мезоксерофіти (1), мезофіти (10), мезогігрофіти (2), гігромезофіти (3), гігрофіти (3). Найчисельнішою є ксеромезофільна група видів (40,6%), представники якої домінують на обох типах шахтних відвалів. Наявність гігрофільної групи (9,4%) зумовлена появою фрагментарних, малопоширених заболочень, які утворюються внаслідок нагромадження атмосферних опадів на мікропониженнях рельєфу відвалів, характерні представники *Sphagnum girgensohnii* Russ та *Aulacomnium palustre* (Hedw.) Schwägr. Залежно від трофності субстратів мохоподібні розподіляються на такі екоморфи: оліготрофи (1), олігомезотрофи (11), мезотрофи (10), мезоевтрофи (6), евтрофи (4). Найбагатша група олігомезотрофів представлена на породних відвалах доміантними видами: *Ceratodon purpureus* (Hedw.) Brid., *Dicranella heteromalla* (Hedw.) Schimp., *Bryum argenteum* Hedw.

Уперше серед мохів, зібраних на відвалах шахти “Надія”, виявлено новий адвентивний вид для бріофлори України *Campylopus introflexus* (Hedw.) Brid. Він легко колонізує відкриті порушені місця, особливо піщані субстрати, росте на ґрунті і скелях, утворюючи великі щільні дернини зі значним домінуванням. *C. introflexus* розповсюджується внаслідок розмноження опадаючими верхівками стебел та заселення новоутворених ніш фрагментами пагонів і листків. Оскільки в коробочках *C. introflexus* виявлені лише абортівні спори, можна стверджувати, що 100% покриття на великих ділянках відвалу мох досягає завдяки ефективному вегетативному розмноженню.

На території відвалу Язівського сірчаного родовища виявлено 33 види мохоподібних. Види бріофітів належать до двох відділів (Marchantiophyta і Bryophyta), 14 родин, 23 родів. Найчисельнішими є родини Brachytheciaceae (8 видів), Pottiaceae (5), Amblystegiaceae (4) та роди *Brachythecium* (4 види) та *Bryum* (3 види). Оскільки мікрокліматичні умови на відвалах сірчаного видобутку, на відміну від шахтних, відрізняються підвищеною вологістю та нижчими температурами, на їх схилах переважають такі групи видів: мезофіти (54,6%), ксеромезофіти (24,2%) та гігро- та гігрогідрофіти (12,1%). За трофічністю субстрату найчисельнішими є мезотрофи – 33,3%, мезоевтрофи – 30,3%, евтрофи – 24,2% й олігомезотрофи – 12,2%.

Серед мохоподібних, виявлених на дегазованих територіях сірчаного родовища та вугільного басейну, як за проективним покриттям, так і за частотою трапляння переважають верхоплідні дводомні види. За типом стратегії – це види-колоністи, які характерні для початкових стадій первинних і вторинних сукцесій. Серед видів-колоністів виділено справжні види-колоністи: *Bryum argenteum*, *B. dichotomum* Hedw., *Ceratodon purpureus*, *Dicranella heteromalla* (Hedw.) Schimp., *D. varia* (Hedw.) Schimp. і види колоністи-піонери, поширення яких пов’язане з піонерними угрупованнями початкових стадій сукцесій заростання порушених ґрунтів: *Barbula unguiculata* Hedw., *Didymodon acutus* (Brid.) K. Saito, які мають низьку

конкурентну здатність, але швидко захоплюють нові порушені субстрати. Для видів-колоністів встановлено високий рівень репродуктивного зусилля: на сірчаних відвалах, спочатку за допомогою вегетативних органів розмноження, а потім й утворення спор, тоді як на території шахт лише завдяки активному генеративному розмноженню, очевидно, внаслідок значно посушливіших умов та впливу високого рівня техногенного забруднення [5].

Окрім видів, що мають життєву стратегію колоніста, визначено значну кількість видів, що належать до багаторічних конкурентних стаєрів (представники родів *Brachythecium*, *Drepanocladus*, *Hypnum*), які ще не утворюють значного проективного покриття, але трапляються спорадично на всій території відвалу.

На шахтних відвалах органи вегетативного розмноження виявлені в одного дводомного моху *Campylopus introflexus* та дводомного печіночника *Marchantia polymorpha* Hedw., а на відвалах сірчаного видобутку – у п'яти видів мохів. На кінцях слані печіночника *Pellia endifolia* (Dicks.) Dumort. часто траплялися короткі, дуже розгалужені світлозелені лопаті, які легко відривалися, а, опавши, проростали як виводкові тільця. Для *Bryum argenteum* відзначено значне галузження стебел і утворення або численних поодиноких пазушних виводкових бруньок, як і у *B. dichotomum*, або/і верхівкових грон з короткими виводковими гілочками, які легко опадають. У *Barbula unguiculata* і *Bryum caespitium* виявлені багатоклітинні коричневі ризоїдні бульбочки.

На техногенних відвалах рясно спороносять дводомні види мохів: *Barbula unguiculata*, *Bryum caespitium*, *B. argenteum*, *Dicranella heteromalla*, *D. varia*, *Ceratodon purpureus*, в яких чоловічі і жіночі рослини, як правило, знаходяться в одній дернинці. Серед однодомних мохів утворення спорогонів відзначено лише для *Funaria hygrometrica* і *Amblystegium serpens*. Мабуть, статевий диморфізм дводомних видів є пристосуванням, що сформувався в ході еволюції і пов'язане з фізіолого-біохімічними відмінностями рослин [7]. Переваги перехресного запліднення полягають у значно швидшому очищенні генофонду від шкідливих мутацій і нагромадженню корисних змін, що дає можливість популяціям адаптуватися до мінливих умов середовища [14].

Висновки

Отже, на підставі проведених досліджень можна стверджувати, що на техногенних відвалах домінують дводомні мохи-колоністи, для яких характерна висока пластичність розвитку та підвищений генетичний поліморфізм унаслідок статевого диморфізму, які широко реалізують різноманітні можливості статевого та вегетативного розмноження, що робить їх життєздатнішими і сприяє заселенню найрізноманітніших місцевиростань.

1. Бачурина Г. Ф. Флора мохів України / Г. Ф. Бачурина, В. М. Мельничук. – Київ : Академперіодика, 2003. – Вип. IV. – 255 с.
2. Бачурина Г. Ф. Флора мохів Української РСР / Г. Ф. Бачурина, В. М. Мельничук. – Київ : Наукова думка, 1987. – Вип. I. – 180 с.; 1988. – Вип. II. – 179 с.; 1989. – Вип. III. – 176 с.
3. Игнатов М. С. Флора средней части европейской России. Том 1: Sphagnaceae –Hedwigiaceae / М. С. Игнатов, Е. А. Игнатова. – М. : КМК, 2003. – 608 с. (Arctoa. Том 11, прилож. 1).
4. Игнатов М. С. Флора средней части европейской России. Том 2: Fontinalaceae – Amblystegiaceae / М. С. Игнатов, Е. А. Игнатова. – М. : КМК, 2004. – 335 с. (Arctoa. Том 11, прилож. 2).
5. Лобачевская О. В. Адаптивные реакции мхов в условиях техногенного загрязнения / О. В. Лобачевская // Бриология: традиции и современность: Сборник статей по материалам международной конференции, посвященной 110-летию со дня рождения З. Н. Смирновой и К. И. Ладыженской. – СПб.: Изд-во ЗАО "АТТАШЕ". – 2010. – С. 96–100.
6. Рыковский Г. Ф. Флора Беларуси. Мохообразные в 2 т./ Г. Ф. Рыковский, О. М. Масловский / [ред. В. И. Парфенов]. – Минск : Тэхналогія, 2004. – 437 с.
7. Хрянин В. Н. Эволюция половой дифференциации у растений / В. Н. Хрянин // Физиология растений. – 2007. – Т. 54, № 6. – С. 945–952.
8. Buck W. R. Morphology and classification of mosses / W. R. Buck, B. J. Goffinet // Bryophyte Biology / [eds. A. J. Shaw, B. J. Goffinet]. – Cambridge University Press, 2000. – P. 71–123.
9. During H. J. Life strategies of Bryophytes: a preliminary review / H. J. During // Lindbergia. – 1979. – № 5. – P. 2–18.

10. *Frahm J.-P.* Moosflora. / J.-P. Frahm, W. Frey. – Stuttgart : Ulmer, 2004. – 537 p.
11. *Gimingham C. H.* Preliminary investigations on the structure of bryophytic communities / C. H. Gimingham, E. T. Robertson // Transaction of British Bryological Society. – 1950. – № 1. – P. 330–344.
12. *Goffinet B.* Morphology, anatomy and classification of the Bryophyta / B. Goffinet, W. R. Buck, A. J. Shaw // Bryophyte Biology: Second Eddition / [ed. B. Goffinet, A. J. Shaw]. – Cambridge University Press, 2008. – P. 55–138.
13. *Mägdefrau K.* Life-forms of bryophytes / K. Mägdefrau // Bryophyte ecology. – New York. – London, 1982. – P. 45–58.
14. *Morran L. T.* Mutation load and rapid adaptation favour outcrossing over self-fertilization / L. T. Morran, M. D. Parmenter, P. C. Phillips // Nature. – 2009. – Vol. 462. – P. 350–352.
15. *Richards P. W.* The ecology of tropical forest bryophytes / P. W. Richards // New Manual of Bryology. – Nichinan : The Hattori Botanical Laboratory, 1984. – Vol. 2. – P. 1233–1270.

Робота виконана за фінансової підтримки Українського науково-технологічного центру (проект № 5032)

О.В. Лобачевская

Институт экологии Карпат НАН Украины, Львов

ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ОСОБЕННОСТИ И РЕПРОДУКТИВНАЯ СТРАТЕГИЯ МОХООБРАЗНЫХ НА АНТРОПОГЕННО ТРАНСФОРМИРОВАННЫХ ТЕРРИТОРИЯХ

Установлен видовой состав мохообразных на породных отвалах Червоноградского угольного бассейна (32 вида) и Яворовского горно-химического предприятия “Сера” (33 вида). Наряду с анализом таксономического состава мохообразных проведен их экологический анализ по отношению к трофности и влажности местообитаний, определены спектры половых типов и жизненных стратегий. Результаты исследования показали, что для изученных техногенных территорий характерна малоспецифическая бриофлора, представленная, главным образом видами со стратегией колонистов, для поддержания местообитаний которых необходимо активное расселение за счет рассеивания спор.

Ключевые слова: мохообразные, антропогенно трансформированные территории, двудомные виды-колонисты, выводковые органы, половое размножение

O.V. Lobachevska

Institute of Ecology of the Carpathians National Academy of Sciences of Ukraine, Lviv

THE ECOLOGICAL PECULIARITIES AND reproductive STRATEGY of bryophytes ON ANTHROPOGENIC TRANSFORMED TERRITORIES

The species compositions of bryophytes of Chervonohrad coal mine dumps (32 species) and Yavoriv mine chemistry enterprise "Sulphur" (33 species) have been established. It also have been analysed the spectra of sexual types and life strategies of the species and trophical ability and humidity of their habitats. It was showed that on the studied technogenic territories there was low specific bryoflora, presented mainly by colonists species, requesting for their maintenance active spores dispersion.

Keywords: bryophytes, anthropogenic transformed territories, dioecious colonists species, vegetative propagule, sexual reproduction

Рекомендує до друку

Н.М. Дробик

Надійшла 07.02.2011

УДК 504.064.3:551. 46

М. С. ОВСЕПЯН

Одесский национальный университет им. И.И. Мечникова
ул. Дворянская, 2, Одесса 65026, Украина

ТОКСИКОРЕЗИСТЕНТНОСТЬ *ARTEMIA SALINA* В ГРАДИЕНТЕ СОЛЕННОСТИ

Рассмотрено изменение чувствительности к токсикантам жаброногого рачка *Artemia salina* в условиях пониженной солености. С понижением солености воды чувствительность *A. salina* к токсикантам возрастает.

Ключевые слова: биотестирование, чувствительность, соленость, токсичность, тяжелые металлы, *Artemia salina*

Известно, что Черное море в целом, в украинском секторе в частности (СЗЧМ), подвержено значительному распреснению пресными реками. Соленость Северо-Западной части Черного моря колеблется от 6–8‰ во время вторжения водных масс из пресных рек до 18‰ во время ветров западного направления и подъема глубинных вод моря [2]. Целесообразно проводить модельные токсикометрические исследования в области пониженной солености.

В связи с этим целью данной работы послужило определение токсикорезистентности культуры морского рачка *Artemia salina* (L.) в градиенте солености методом биотестирования, так как *A. salina* уже несколько десятилетий используется в лабораториях разных стран для биотестирования морской воды.

Материал и методы исследований

Тест-объектами были выбраны ранние науплиальные стадии *A. salina* в возрасте до 24 ч. При получении стартового материала для биотестирования руководствовались рекомендациями [1].

В качестве токсикантов были использованы медный купорос ($\text{CuSO}_4 \times 5\text{H}_2\text{O}$) и дихромат калия ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$). Сульфат меди был выбран в связи с тем, что он используется в качестве средства защиты растений и с пресноводным стоком попадает в морскую среду, в которой постоянно присутствует. Дихромат калия исследовали как стандартный токсикант водной токсикологии.

Эксперименты проводились при температуре воды $25 \pm 2^\circ\text{C}$. Тестировалась вода соленостью 0‰, 2‰, 4‰ и 6‰ и диапазоном концентраций $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ и $\text{CuSO}_4 \times 5\text{H}_2\text{O}$ от 1 мг/дм³ до 10 мг/дм³. Солевые растворы готовили путем растворения в отстоянной водопроводной воде морской соли, которая была предварительно получена путем выпаривания морской воды. Соответствующие токсиканты растворяли в воде с заданной соленостью. Тест-объекты помещались в растворы токсикантов с расчетом 0,5 см³ раствора на одну особь при общем количестве 10 науплиусов для каждой концентрации. Эксперименты выполнены в 3 повторностях. Особи считались живыми, если они совершали интенсивные движения в толще воды. Экспозиция эксперимента составила 72 ч., в ходе которой организмы не получали корма, так как первые дни жизни науплиусы артемий не питаются оформленной пищей, запасы жировых веществ полностью обеспечивают траты энергии науплиусов [4].

Основой проведения токсикологического экспериментов послужила методика определения острой летальной токсичности на морских ракообразных [1]. Вычислялись медианные летальные концентрации (LC_{50}) с помощью пробит-анализа в соответствии с методикой [3].

Результаты исследования и их обсуждение

Полученные результаты показали, что в пресной воде в диапазоне концентраций дихромата калия от 1 мг/дм³ до 10 мг/дм³ выживших особей не оказалось (табл.). Это свидетельствует о том, что чувствительность ранних науплиальных стадий *A. salina* к токсиканту в пресной воде

намного выше, чем в солоноватой и соленой. Также установлено, что с понижением солености воды значение LC_{50}^{72} для токсиканта уменьшается.

Таблица

Смертности науплиусов *A. salina* в растворах $K_2Cr_2O_7$ в градиенте солености

Соленость, ‰	LC_{50}^{72} , мг/дм ³	LC_{100}^{72} , мг/дм ³	95% доверительный интервал	Стандартная ошибка
2	0,92	5,52	-0,69 – 2,54	0,79
4	1,19	8,46	-1,36 – 3,75	1,25
6	2,41	9,49	-0,07 – 4,9	1,21

В случае с $CuSO_4$, как и с $K_2Cr_2O_7$, в пресной воде выживших омаров не оказалось, что указывает на абсолютную летальность токсиканта.

На рисунках 1 и 2 отображена динамика смертности тест-объектов при солености 6‰ и 4‰.

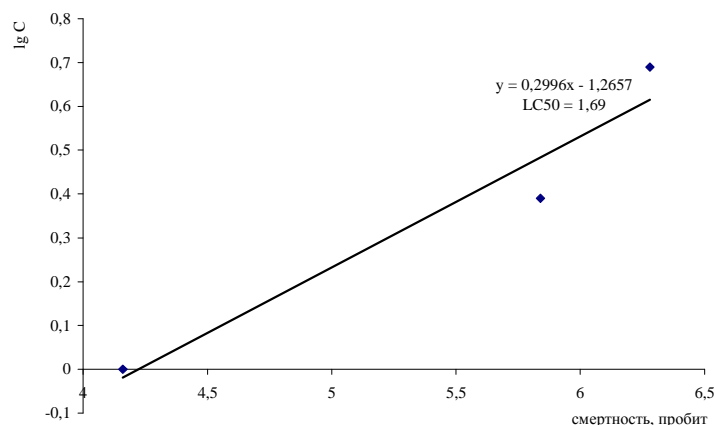


Рис.1. Токсикометрическая характеристика $CuSO_4$ при 6‰

Для науплиусов *A. salina* $LC_{50}^{72}=1,69$, а с повышением концентрации смертность тест-объекта увеличивается.

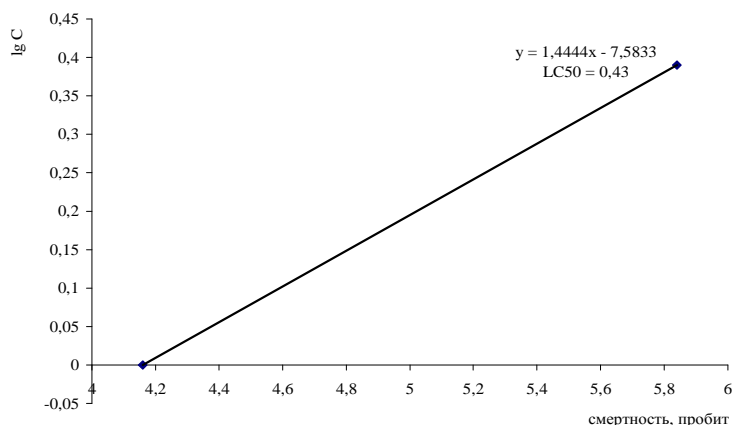


Рис. 2. Токсикометрическая характеристика $CuSO_4$ при 4‰

Из рис. 2 следует, что для науплиусов *A. salina* $LC_{50}^{72}=0,43$, что значительно ниже, чем при 6‰. Наблюдается тенденция повышения чувствительности к токсикантам жаброного рачка *A. salina* с понижением солености. Возможно, это связано с тем, что в морской воде присутствуют ионы солей, которые могут выступать в качестве антагонистов исследованных токсикантов.

Выводы

С помощью метода биотестирования выявлены изменения токсикорезистентности *A. salina* в градиенте солености. Модельные токсикометрические исследования показали, что с понижением солености воды чувствительность жаброногого рачка к токсиканту возрастает.

1. ДСТУ 4168:2003. Визначання гострої летальної токсичності на морських ракоподібних (Crustacea). – Київ : Держспоживстандарт України. 2004. – 20 с.
2. Зайцев Ю. П. Чорноморські береги України / Ю. П. Зайцев. – Київ : Академперіодика, 2008. – 242 с.
3. Арсан О. М. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / О. М. Арсан, О. А. Давидов, Т. М. Дьяченко [та ін.]. – Київ : Логос, 2006. – 408 с.
4. Хмелева Н. Н. Трансформация энергии у *Artemia salina* (L.) / Н. Н. Хмелева // Вопросы биоокеанографии. – Київ : Наукова думка, 1967. – С. 135–142.

М.С. Овсепян

Одеський національний університет ім. І.І. Мечникова, Україна

ТОКСИКОРЕЗИСТЕНТНІСТЬ *ARTEMIA SALINA* В ГРАДІЄНТІ СОЛОНОСТІ

Розглянуто зміну чутливості до токсикантів жаброногого рачка *Artemia salina* в умовах низької соленості води. Із зниженням соленості води чутливість *A. salina* до токсикантів збільшується.

Ключові слова: солоність, токсичність, важкі метали, артемія

M.S. Ovsepiyan

I.I. Mechnikov Odesa National University, Ukraine

TOXIC EFFECT OF *ARTEMIA SALINA* IN THE SALINITY GRADIENT

The change in sensitivity to toxicants crustacean *Artemia salina* under low salinity. With decreasing salinity sensitivity of *A. salina* to toxicants increases.

Keywords: salinity, toxicity, heavy metals, Artemia

Рекомендує до друку

Надійшла 9.02.2011

В.В. Грубінко

УДК 546.171/173:(591.1:597.551.2)

О.С. ПОТРОХОВ

Інститут гідробіології НАН України

пр-т Героїв Сталінграду, 12, Київ 04210

ВИДОВА СПЕЦИФІЧНІСТЬ РЕЗИСТЕНТНОСТІ РИБ ДО ДІЇ СПОЛУК НЕОРГАНІЧНОГО АЗОТУ

Розглянута стійкість до токсичного впливу алохтонного азоту коропа, білого амура, білого і строкатого товстолобиків на різних етапах їх онтогенезу. Показано, що на личинковій стадії розвитку риби чутливіші до дії іонів амонію, а найстійкішими є дорослі особини. Серед досліджених видів білий амур найбільш чутливий до дії токсикантів, а резистентним видом є короп.

Ключові слова: коропові риби, алохтонний азот, онтогенез, адаптація

В останні роки особливо посилюється забруднення водойм сполуками неорганічного азоту [5]. Найбільш небезпечними для риб є аміак, іони амонію та нітроти. Одночасно сполуки азоту як біогенні речовини відіграють суттєву роль в життєдіяльності гідробіонтів [6].

Сполуки азоту проникають в організм через поверхню тіла, зябровий епітелій та кишечник риб. Прояви токсичної дії сполук неорганічного азоту суттєво змінюються на різних етапах онтогенезу риб та залежать від ступеня розвитку органів екскреції та дихання і екологічної ніши, яку вони займають. Крім того є сезонні коливання толерантності риб до азотистих сполук, оскільки процеси детоксикації та екскреції залежать від інтенсивності протікання метаболічних процесів, яка пов'язана з коливаннями температури води.

З метою вивчення ступені впливу неорганічних азотистих сполук на життєстійкість риб різних видів, які культивуються в рибництві, на різних етапах їх онтогенезу, нами проведені модельні експерименти.

Матеріал і методи досліджень

Експерименти проводили на Білоцерківській експериментальній гідробіологічній станції Інституту гідробіології НАН України. Використано такі види риб: короп *Cyprinus carpio* (L.), білий амур *Stenopharyngodon idella* (Val.), білий товстолобик *Hypophthalmichthys molitrix* (Val.) та строкатий товстолобик *Aristichthys nobilis* (Rish.), їх ембріони, личинки, мальки, риби старших вікових груп.

Дослідження ікри, личинок та мальків риб на їх резистентність проводили в чашках Петрі (50 см³), в кристалізаторах (3–10 дм³) та акваріумах (80 дм³) з таким розрахунком, щоб співвідношення маси риб до діючих розчинів перевищувало 100–300 разів. Воду з відповідною концентрацією амонію (від 1,0 мг N/дм³ до 150,0 мг N/дм³) міняли 2 рази на добу.

Риб старших вікових груп утримували в забруднених сполуками неорганічного азоту водоймах протягом 10 років та в контрольних ставках. Останні мали такі гідрохімічні показники: сухий залишок – 341 мг/дм³; Cl⁻ – 48–53 мг/дм³; SO₄²⁻ – 48 мг/дм³; PO₄³⁻ – 0,006–0,053 мг P/дм³; NH₄⁺ – 0,01–0,19 мг N/дм³ в залежності від сезону року; NO₂⁻ – 0,003–0,32 мг N/дм³; NO₃⁻ – 0,10–0,52 мг N/дм³ [1]. Гідрохімічним склад дослідних ставків був таким: мінералізація – 1160–1256 мг/дм³; Cl⁻ – 245–387 мг/дм³; SO₄²⁻ – 24–144 мг/дм³; NH₄⁺ – 9,1–42,5 мг N/дм³; NO₂⁻ – 0,32–3,73 мг N/дм³; NO₃⁻ – 6,27–37,73 мг N/дм³.

Результати досліджень та їх обговорення

Дослідження впливу підвищених концентрацій амонійного азоту проводились на ембріонах та личинках коропа і білого амура. Перший вид характеризується тривалішим розвитком ембріону в ікринці – до 4,5 діб. Його ікра покрита міцною, товстостінною, клейкою оболонкою. Оболонка ікринок коропа представлена первинною (радіальною) та вторинною оболонками (хоріон) [7]. Після запліднення ікри утворюється невеликий за розміром перевітеліновий простір [4].

Ікра білого амура є неклейкою, оболонка тільки зовнішня, хоріон відсутній. Ікра рослиноїдних риб розвивається пелагічно протягом 32–36 годин. Після запліднення відбувається значно більше, ніж у коропа, набрякання ікринок (у 3,5–4,0 рази) [3]. Великий об'єм перевітелінової рідини частково або повністю компенсує відсутність хоріону. Ця особливість зменшує потребу у вибіркового транспорту іонів та продуктів метаболізму зародків у зовнішнє середовище. Нетривалі терміни ембріогенезу також забезпечують низьке накопичення метаболітів в середині ікринки.

Друга суттєва відмінність між цими видами полягає в тому, що ембріони коропа за більш тривалий час перебування в ікринці утворюють у віці 2,5 доби кровоносну систему з форменими елементами крові. Передличинки коропа вилуплюються більш сформованими порівняно з рослиноїдними рибами [2]. Розвиток ікри білого амура проходить в товщі рухливого шару води зі стабільною температурою та високим вмістом розчинного кисню. Формені елементи крові у них з'являються лише на передличинкових стадіях розвитку у віці 1,5 доби [3].

Оскільки швидкість розвитку ембріону і загальна будова ікринки коропа та рослиноїдних риб суттєво відрізняються, то їх чутливість та реакція на дію зовнішніх чинників є відмінною.

Видові відмінності реакцій на вплив амонійного азоту починають проявлятися вже на ранніх стадіях розвитку риб. Як видно з даних рис. 1, криві залежності загибелі зародків коропа та білого амура за весь період ембріогенезу близькі між собою. Однак необхідно підкреслити,

що термін токсичної дії іонів амонію відрізняється: якщо крива загибелі білого амура відповідає 32 год (час розвитку всього ембріогенезу в середині оболонки), то для коропа вона відповідає 72 год. Ембріони коропа надійніше захищені від дії чинників зовнішнього середовища, а оболонка ікри має меншу проникність для іонів амонію. Ікра білого амура в природних умовах не зазнає суттєвих впливів, а тому в процесі еволюції цього виду не виробилися відповідні захисні механізми.

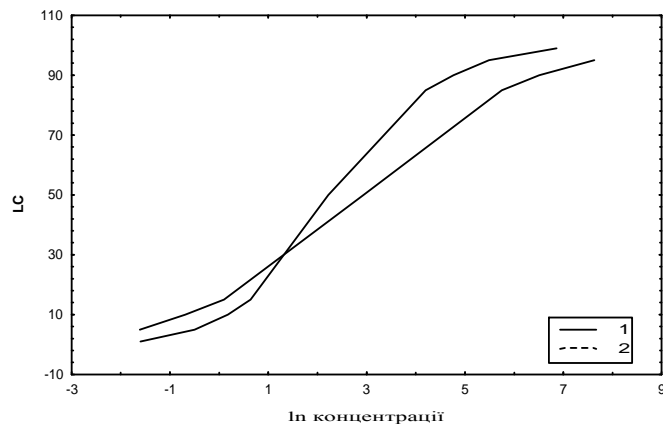


Рис. 1 Смертність ембріонів риби під впливом амонію за пробіт-аналізом

Примітки: 1 – ікра коропа, 72 год.; 2 – ікра білого амура, 32 год.

Вільні ембріони обох видів риби, навпаки, з втратою захисної оболонки та при наявності тільки ембріональних органів дихання та екскреції однаково реагують на підвищення вмісту амонійного азоту (рис. 2). У зв'язку з неповним розвитком та відсутністю повноцінних зябер, нирок та кровоносної системи у цих видів загибель передличинок риби при однакових концентраціях амонію не відрізняється. Цей етап розвитку риби зазнає найбільшого впливу токсичних речовин.

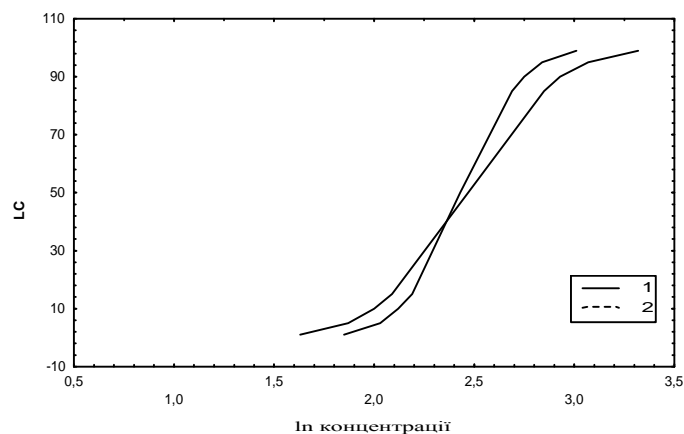


Рис. 2. Загибель 1-добових личинок риби під дією амонію за пробіт-аналізом (72 год.)

Примітки: 1 – короп; 2 – білий амур

Найзначніша відмінність відповіді на дію іонів амонію спостерігається між 30-добовими мальками коропа та білого амура. Як видно із даних на рис. 3, молодь коропа толерантніша до дії амонійного азоту порівняно з білим амуром. Причинами цього можуть бути як анатомічні відмінності структури зябрового апарату та шкіри риби, спектри живлення риби, так і можливості фізіолого-біохімічних механізмів протидії токсиканту. Однак характер розвитку амонійного токсикозу цих видів риби був подібним. В обох випадках концентраційнозалежна загибель риби має однакову спрямованість, відрізняються лише рівні вмісту токсиканту, які викликають 5%, 10, 50, 99% загибель мальків риби.

Риби доросліших груп коропів та білого і строкатого товстолобиків (від 2 до 10 років) в теплий сезон року не гинуть за доволі високого вмісту алохтонного азоту (до $45,0 \text{ мг N/дм}^3$ за іонами амонію). Риби з забруднених водойм характеризувалися високими темпами росту, раннім розвитком генеративної системи та високими показниками плодючості. Негативні впливи на риб починав проявлятися з середини зими та на початку весни. Дослідження, проведені протягом багатьох років, показали, що, починаючи з лютого при концентраціях іонів амонію вище $10\text{--}12 \text{ мг N/дм}^3$ $10\text{--}15\%$ від загального стада білого амура гине. Напередодні загибелі риби змінюють типову поведінку, активно рухаються, підходять до ополонки та заковтують повітря. Інтоксикація настільки суттєва, що загибель особин білого амура продовжується і у квітні після танення льоду. Риби перевертаються та активно заковтують повітря. При перенесенні їх в чисту воду зовнішні симптоми отруєння азотистими сполуками зникають лише через 3 доби і подальшої загибелі риб не відмічається.

Стійкішим до сполук азоту був білий товстолобик. Його загибель (до 15%) спостерігається з лютого до квітня при перевищенні вмісту амонію $15\text{--}25 \text{ мг N/дм}^3$. Однак у товстолобика були відсутні характерні ознаки отруєння. Причиною витривалості до негативного впливу токсикантів є характер зимівлі риб. Цей вид не залягає у зимувальні ями, а періодично переміщується по водоймі. Його зябровий апарат більш розвинений та сприяє виведенню з організму неорганічного азоту.

Найвитривалішим з рослинної риб є строкатий товстолобик. Загибель риб цього виду починає спостерігатися лише при перевищенні вмісту сполук амонійного азоту 25 мг N/дм^3 . Зовнішніх ознак токсикозу, як і для білого товстолобика, не спостерігали.

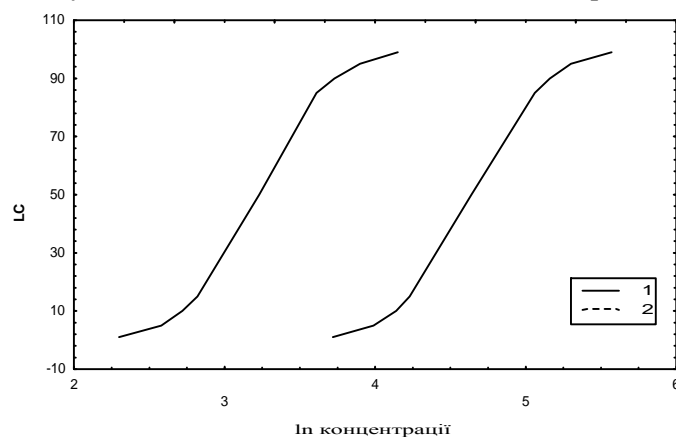


Рис. 3. Загибель 30-доб. мальків риб за дії іонів амонію, за пробіт-аналізом (72 год.)

Примітки: 1 – короп; 2 – білий амур

Адаптовані до амонійного азоту різновікові групи коропа багаторазово і успішно перезимовували при концентрації іонів амонію, вищій від $40,0 \text{ мг N/дм}^3$. Однак слід враховувати, що у воді, яка містила у великих кількостях сполуки неорганічного азоту, був підвищений вміст іонів кальцію, хлору та вища загальна мінералізація.

Різні відповіді риб на дію високих концентрацій неорганічного азоту пояснюються відмінностями в будові їх респіраторного апарату та характером зимівлі риб в ставках. Крім того існує різниця в їх раціоні живлення, питомий вміст білків в їх кормах (фіто-, зоопланктон, вища водяна рослинність, макрозообентос) потребує різної інтенсивності та здатності до засвоєння, метаболізму та, особливо, катаболізму білків. Це передбачає істотну різницю в активності та ємності систем зв'язування, детоксикації та екскреції кінцевих продуктів азотного обміну у них.

Висновки

Отже, у зв'язку з суттєвою несхожістю біології, анатомічній будові як ікри, личинок, мальків, так і дорослих риб, а також завдяки різній інтенсивності метаболізму, що визначається спектром живлення, різними способами зимівлі, суттєвими відмінностями екологічної

пластичності та здатності до розвитку адаптивних і компенсаторних механізмів для різних видів коропових риб характерні значні різниці в толерантності до дії сполук азоту. Тому при визначенні негативного впливу токсикантів необхідно завжди враховувати межі та напрямки адаптивних змін у риб кожного виду окремо.

1. *Динаміка гідрохімічного режиму каскаду водойм дендропарку «Олександрія» (м. Біла Церква) при надходженні неорганічних форм азоту з джерельними водами* / Ю. Г. Крот, Т. Я. Киризій [та ін.] // Наукові записки Тернопільського пед. ун-ту. Сер. Біологія. – 2005. – № 1–2 (25). – С. 102–109.
2. *Макеева А. П.* Эмбриология рыб / А. П. Макеева. – М. : МГУ, 1992. – 216 с.
3. *Соин С. Г.* Морфо-экологические особенности развития белого амура и толстолобика / С. Г. Соин // Проблемы рыбохозяйственного использования растительоядных рыб в водоемах СССР. – Ашхабад : Изд-во АН ТССР, 1963. – С. 100–119.
4. *Шерман І. М.* Розведення і селекція риб / І. М. Шерман, М. В. Гринжевський, І. І. Грициняк. – Київ : БМТ, 1999. – 238 с.
5. *Annual Report of Water Quality of Rivers of Lithuania.* – Vilnius : Ministry of Environment of the Lithuanian Republic, 2002. – 32 p.
6. *Camargo J. A.* Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: A global assessment / J.A. Camargo, A. Alonso // Environ. Int. – 2006. – Vol. 32, № 6. – P. 831–849.
7. *Wang S. C.* Carp ovarian cystatin binds and agglutinates Spermatozoa via electrostatic interaction / S. C. Wang, F. L. Huang // Biology of reproduction. – 2002. – Vol. 66. – P. 1318–1327.

А.С. Потрохов

Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

ВИДОВАЯ СПЕЦИФИЧНОСТЬ РЕЗИСТЕНТНОСТИ РЫБ К ДЕЙСТВИЮ СОЕДИНЕНИЙ НЕОРГАНИЧЕСКОГО АЗОТА

Рассмотрена устойчивость к токсическому влиянию аллохтонного азота карпа, белого амура, белого и пестрого толстолобиков на различных этапах их онтогенеза. Показано, что личиночные стадии развития рыб более подвержены действию ионов аммония, а самыми устойчивыми являются взрослые особи. Среди исследованных видов белый амур наиболее чувствительный к воздействию токсикантов, а резистентным видом является карп.

Ключевые слова: карповые рыбы, аллохтонный азот, онтогенез, адаптация

A.S. Potrokhov

Institute of hydrobiology NAS of Ukraine, Kyiv

SPECIFIC DIFFERENCE OF A RESISTANCE OF FISHES TO ACTION OF INORGANIC NITROGEN COMPOUNDS

Resistance to toxic influence allochthonous nitrogen of a carp, a grass carp, silver and bighead carps at various stages of their ontogenesis is considered. It is shown, that larval stages of development of fishes are more subject to action of ammonium, and the most resistant are adult individuals. Among the investigated species a grass carp the most responsive to toxic influence, and a more resistant species is a carp.

Keywords: Cyprinidae fishes, allochthonous nitrogen, ontogenesis, adaptation

Рекомендує до друку

В.З. Курант

Надійшла 01.02.2011

УДК 582.32.575.17

І.В. РАБИК, О.І. ЩЕРБАЧЕНКО, І.С. ДАНИЛКІВ

Інститут екології Карпат НАН України
вул. Стефаника, 11, Львів 79000

УЧАСТЬ МОХОПОДІБНИХ У ВІДНОВЛЕННІ РОСЛИННОГО ПОКРИВУ НА ТЕРИТОРІЯХ ПІДЗЕМНОЇ ВИПЛАВКИ СІРКИ ЯЗІВСЬКОГО РОДОВИЩА

Вивчали шестирічну динаміку видового складу і проективного покриття мохоподібних на території підземної виплавки сірки в околицях с. Старий Яр (Львівська обл., Яворівський р-н). Установлено, що має місце заміна піонерних видів мохоподібних, толерантних до підвищеної кислотності середовища на космополітні види з життєвими стратегіями біженців і поселенців. Отримані дані свідчать про важливу роль мохоподібних в формуванні рослинного покриття на девастированих територіях добування сірки.

Ключові слова: мохи, проективне покриття, бріофіти, частота трапляння, підземна виплавка сірки, біомаса

Мохоподібні, завдяки їх високій толерантності до екстремальних умов середовища, заселяють субстрати техногенного походження, а на територіях підземної виплавки сірки є піонерами заростання [3]. Крім того, бріофіти можуть створювати сприятливі мікрокліматичні умови для регенерації судинних рослин, відмерлі рештки їх гаметофітів збагачують субстрат, що є важливою ланкою первинного ґрунтоутворюючого процесу [5–8]. Зокрема, встановлено, що на територіях підземної виплавки сірки ДГХП „Сірка” на ділянках вкритих мохоподібними вміст органічного вуглецю у шарі субстрату 0–2,5 см більш, ніж у вісім разів перевищував середній показник, що свідчить про значну роль бріофітів у процесах первинного гумусоутворення [2].

Метою досліджень був аналіз особливостей формування і розвитку бріофітного покриття на територіях підземної виплавки сірки для подальшої розробки методів діагностики екологічного стану техногенних субстратів унаслідок їх природного відновлення за участю мохоподібних.

Матеріал і методи досліджень

Зразки мохів для визначення біомаси, проективного покриття, репродуктивного зусилля було зібрано на дослідних ділянках території підземної виплавки сірки в околицях с. Старий Яр за методом лінійного відрізка [7]. Дослідні ділянки 0,5×0,5 м закладали вздовж 15 м трансекти. На кожній ділянці визначали видовий склад, проективне покриття, біомасу, кількість спорофітів і життєві форми мохоподібних. Біомасу бріофітного покриття досліджували за методикою Б. Ван Торена та ін. [8]. Проективне покриття мохоподібних аналізували за модифікованим методом Н. Корневої [4]. Частоту трапляння визначали за методом К. Раункієра [4]. Для визначення життєвих стратегій мохоподібних використовували класифікації Г. Дюрінга [5] і Р. Лонгтона [7].

Результати досліджень опрацьовані статистично [1].

Результати досліджень та їх обговорення

Дослідження бріофітного покриття на території підземної виплавки сірки проводили протягом 6 років на 15 дослідних ділянках. У 2003 р. цю територію, повністю позбавлену рослинності, почали заселяти 2 види – печіночник *Jungermannia caespiticia** і мох *Dicranella cerviculata*. У 2004 р. було знайдено 9 видів мохоподібних, у 2005 р. – 11, у 2006 р. – 17, у 2007 – 7, а у 2008 р. – 8 (табл. 1). Зростання кількості видів у 2006 році, можливо, пов'язане із занесенням спор, пропагул та фрагментів гаметофіту мохоподібних з острівних ділянок зональної рослинності та з раніше рекультивованих ділянок підземної виплавки сірки. З усіх виявлених мохоподібних 17

* автори видів вказані у таблиці 1.

видів є дводомними, 3 – однодомними. Виявлено 14 видів мохоподібних, які утворюють низькі дернини, 3 види – килимки, 2 – високі дернинки, 1 вид – плетиво. Перевага дернинних життєвих форм пояснюється їхньою більшою адаптованістю до умов нестабільного зволоження, зокрема, її утворюють усі домінуючі види. Однак, більшість видів мохоподібних, які, мабуть, не змогли закріпитись на цій території представлені серед домінуючих окремими рослинами.

На підставі багаторічних досліджень нами встановлено зростання проективного покриття та частоти трапляння *Funaria hygrometrica* та зменшення проективного покриття *Dicranella cerviculata* (рис. 1).

Таблиця 1

Динаміка видового складу мохоподібних

Вид	Рік спостереження					
	2003	2004	2005	2006	2007	2008
<i>Barbula unguiculata</i> Hedw.	-	+	+	+	+	+
<i>Bryum argenteum</i> Hedw.	-	+	+	-	+	+
<i>Bryum caespitium</i> Hedw.	-	-	+	+	+	+
<i>Bryum pseudotriquetrum</i> (Hedw.) Gaertn., Meyer et Scherb.	-	-	+	+	-	-
<i>Cephalozia catenulata</i> (Hübener) Spruce	-	-	-	+	-	-
<i>Ceratodon purpureus</i> (Hedw.) Brid.	-	+	+	+	+	+
<i>Ditrichum heteromallum</i> (Hedw.) E.Britton	-	-	-	+	-	-
<i>Dicranella cerviculata</i> (Hedw.) Schimp.	+	+	+	+	+	+
<i>Dicranella heteromalla</i> (Hedw.) Schimp.	-	-	-	+	-	-
<i>Didymodon rigidulus</i> Hedw.	-	+	+	+	+	-
<i>Drepanocladus aduncus</i> (Hedw.) Warnst.	-	-	-	-	-	+
<i>Funaria hygrometrica</i> Hedw.	-	+	+	+	+	+
<i>Jungermannia caespiticia</i> Lindenb.	+	+	+	+	-	-
<i>Lophozia ventricosa</i> (Dicks.) Dumort.	-	-	-	+	-	-
<i>Marchantia polymorpha</i> L.	-	-	+	-	-	+
<i>Pohlia elongata</i> Hedw.	-	+	-	+	-	-
<i>Pohlia nutans</i> (Hedw.) Lindb.	-	+	+	+	-	-
<i>Polytrichastrum formosum</i> (Hedw.) G.L. Sm.	-	-	-	+	-	-
<i>Polytrichum juniperinum</i> Hedw.	-	-	-	+	-	-
<i>Polytrichum piliferum</i> Hedw.	-	-	-	+	-	-
Всього	2	9	11	17	7	8

Проективне покриття *Bryum caespitium* залишалося майже без змін, однак частота трапляння цього виду за період досліджень збільшилась до 87%. Печіночник *Jungermannia caespiticia* зник на третій рік спостережень.

Для кількісної оцінки значення бріюфітного покриву на території підземної виплавки сірки визначали загальну біомасу мохоподібних та домінуючих видів мохів. Відомо, що навіть невелика кількість біомаси бріюфітів істотно впливає на приживання судинних рослин, покращуючи мікрокліматичні умови ґрунтів [6]. У 2007 році найвищий показник біомаси було виявлено для *Dicranella cerviculata*, середній – для *Funaria hygrometrica*, у якої біомаса є меншою, ніж у *Bryum caespitium*, однак, з урахуванням майже удвічі більшого проективного покриття, показник біомаси є вищим. У 2008 році біомаса *F. hygrometrica* зросла за рахунок збільшення проективного покриття майже у 6 разів, а біомаса *D. cerviculata* зменшилась у 2,7 раза відповідно (табл. 2).

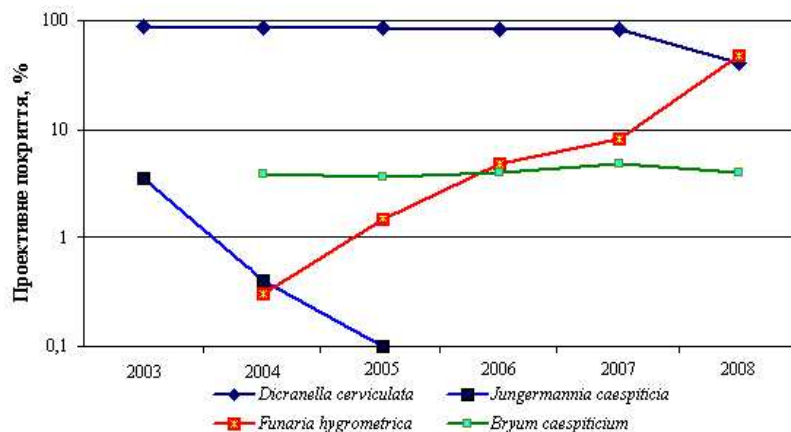


Рис. 1. Динаміка проективного покриття домінантних та субдомінантних видів мохоподібних території підземної виплавки сірки

Зменшення проективного покриття мохового покриву внаслідок збільшення його фрагментованості, про що свідчить зростання коефіцієнту варіації, можна пояснити появою на дослідних ділянках судинних рослин (*Calamagrostis epigeios* (L.) Roth, *Fragaria vesca* L. та ін.).

Як правило, для визначення типу стратегії необхідно враховувати такі ознаки як реакція видів на зміну умов середовища (залежність від комплексу абіотичних факторів), життєва форма, тривалість життя гаметофіту, продуктивність (приріст біомаси) та величина репродуктивного зусилля [5, 7]. Установлено, що репродуктивне зусилля *Funaria hygrometrica* більше, ніж у *Bryum caespiticiun*, та суттєво зросло на другий рік досліджень (табл. 3).

Порівнюючи одержані результати, можна стверджувати, що біомаса гаметофітів *Funaria hygrometrica* зменшилась, очевидно, унаслідок меншої кількості гаметофорів на одиницю площі, оскільки цей однорічник постійно заселяє нові місцевиростання та “проростає” у дернинах інших видів, найчастіше – *Dicranella cerviculata*. Біомаса *Bryum caespiticiun* зростає, оскільки дернини цього виду багаторічні, ростуть постійно на одному й тому ж місці, щорічно утворюючи інновації та спорофіти. Значне підвищення репродуктивного зусилля *Funaria hygrometrica* відбулося за рахунок зростання кількості гаметофорів із спорофітами, що свідчить про оптимізацію умов для цього виду.

Таблиця 2

Біомаса домінантних видів мохоподібних

Параметри	Роки	<i>Dicranella cerviculata</i>	<i>Funaria hygrometrica</i>	<i>Bryum caespiticiun</i>	Мохи разом
Проективне покриття, %, ($\bar{X} \pm s_{\bar{x}}$)	2007	83,7 \pm 4,1	8,1 \pm 2,0	4,8 \pm 1,7	97,2 \pm 2,1
	2008	31,3 \pm 6,1	48,3 \pm 8,4	4,1 \pm 1,4	84,5 \pm 5,3
С _п проективного покриття, %	2007	35,4	97,4	99,7	8,36
	2008	75,9	67,1	99,3	24,1
Частота трапляння, %	2007	100,0	87,0	60,0	–
	2008	100,0	100,0	87,0	–
Біомаса покриву, г/м ²	2007	479,9	31,7	28,3	543,9
	2008	179,5	188,6	24,1	399,7

Хоча середня кількість спорофітів у *F. hygrometrica* є меншою, однак проективне покриття цього виду за період досліджень зросло до 48,3%, очевидно, завдяки тому, що у великих коробочках утворюється більша кількість дрібних спор, що сприяє розселенню виду, а у *B. caespiticiun* навпаки, у менших коробочках утворюються більші спори і їх менше, що не компенсується дещо більшою густиною спорофітів.

Репродуктивне зусилля мохів *Funaria hygrometrica* та *Bryum caespitium*

Параметри	<i>Funaria hygrometrica</i>		<i>Bryum caespitium</i>	
Роки	2007	2008	2007	2008
Маса гаметофітів, г/м ²	371,1	296,0	616,4	658,3
Маса спорофітів, г/м ²	22,0	35,3	19,5	10,1
Кількість спорофітів, шт./м ²	44 472	54 246	67 673	57 500
Репродуктивне зусилля, %	6,8	18,5	3,4	2,3

Отже, особливості життєвої стратегії *Dicranella cerviculata* (тривала стадія протонеми, життєва форма дернини, а також толерантність до кислотності субстрату) забезпечують успішне заселення ним нерекультивованих територій підземної виплавки. Заселення відбувається спорами з окремих ділянок зональної рослинності, що залишилися після порушень. Оскільки після порушення умови для *Funaria hygrometrica* були несприятливі, він з'явився на другий рік, коли рН поверхневих шарів субстрату підвищився унаслідок вимивання. Завдяки високому репродуктивному зусиллю за наступні після появи роки цей вид заселив всі придатні місцевиростання. Ми спостерігали, що *Funaria hygrometrica* досить часто заселяє ділянки з *Dicranella cerviculata*, яка не утворює такої щільної дернини, як *Bryum caespitium*. Останній вид має невисокі, але постійні значення проективного покриття і утворює дернини на нових місцях виростання, про що свідчить зростання його частоти трапляння. *Bryum caespitium* формує щільні подушкоподібні дернини, як правило, без домішок інших видів, у оптимальних для нього умовах зволоження. Отже, на території підземної виплавки сірки відбувається заміна піонерних мохоподібних, толерантних до підвищеної кислотності середовища (*Jungermannia caespiticia*, *Dicranella cerviculata*), на космополітні види з життєвими стратегіями біженця (*Funaria hygrometrica*) та поселенця (*Bryum caespitium*).

Висновки

Домінантні види мохів, які заселяють техногенні субстрати мають різні життєві стратегії і різний адаптивний потенціал в умовах дегазованих територій. Поява, окрім біженців та поселенців, мохів зі стратегіями багаторічних стаєрів свідчить про інтенсивне заселення цієї території. Аналіз первинної бріофітної сукцесії на постійних трансектах є передумовою для діагностики екологічного стану техногенних територій та для розробки методів їх біологічної рекультивації.

1. Лакин Г. Ф. Биометрия: Учеб. пособие для биол. спец. вузов [4-е изд.] / Г. Ф. Лакин. – М. : Высшая школа, 1990. – 352 с.
2. Марискевич О. Г. Формування ґрунтів у межах техногенного ландшафту Яворівського ДГХП “Сірка” / О. Г. Марискевич, І. М. Шпаківська, О. І. Дідух // Науковий вісник Чернівецького університету. Серія біологічна. – 2005. – Вип. 251. – С. 175–185.
3. Рабик І. В. Мохоподібні (Bryophyta) дегазованих територій сірчаних родовищ / І. В. Рабик, І. С. Данилків // “Фальцфейнівські читання”. – 2005. – Т. 2 – С. 90–94.
4. Улична К. О. К методике изучения эпифитных моховых обрастаний / К. О. Улична, С. В. Гапон, Т. Г. Кулик // Проблемы бриологии в СССР. – Л. : Наука, 1989. – С. 201–206.
5. During H. J. Life strategies of Bryophytes: a preliminary review / H. J. During // Lindbergia. – 1979. – № 5. – P. 2–18.
6. Keizer P. J. Effects of bryophytes on seedling emergence and establishment of short-lived forbs in chalk grassland / P. J. Keizer, H. J. During, B. F. Tooren // J. Ecol. – 1985. – Vol. 73. – P. 493–504.
7. Longton R. E. Life-history strategies among Bryophytes of arid regions / R. E. Longton // J. Hattori Bot. Lab. – 1988. – № 64. – P. 15–28.
8. Tooren B. F. Regeneration of species richness in the bryophyte layer of Dutch chalk grasslands./ B. F. Tooren, B. van Ode, H. J. During, R. Bobbink // Oikos. – 1990. – № 4. – P. 23–79.

Робота виконана за підтримки гранту для молодих учених НАН України №1189/08.

И.В. Рабык, О.И. Щербаченко, И.С. Данылкив

Институт экологии Карпат НАН Украины, Львов

УЧАСТИЕ МОХООБРАЗНЫХ В ВОССТАНОВЛЕНИИ РАСТИТЕЛЬНОГО ПОКРОВА НА ТЕРРИТОРИЯХ ПОДЗЕМНОЙ ВЫПЛАВКИ СЕРЫ ЯЗИВСКОГО МЕСТОРОЖДЕНИЯ

Исследовано шестилетнюю динамику видового состава и проективного покрытия мохообразных на территории подземной выплавки серы в окрестностях с. Старый Яр (Львовская обл., Яворовский р-н). Установлено, что происходит замена пионерных видов мохообразных, толерантных к повышенной кислотности среды на космополитные виды с жизненными стратегиями беженцев и поселенцев. Полученные данные свидетельствуют о важной роли мохообразных в формировании растительного покрова на девастированных территориях выработки серы.

Ключевые слова: мхи, проективное покрытие, бриофиты, частота встречаемости, подземная выплавка серы, биомасса

I.V. Rabyk, O.I. Shcherbachenko, I.S. Danylkiv

Institute of Ecology of the Carpathians of the NAS of Ukraine, Lviv

THE PARTICIPATION OF BRYOPHYTES IN RECOVERY OF PLANT COVER ON AREAS OF UNDERGROUND MELTING OF SULPHUR OF YAZIV DEPOSITS

The six-year dynamics of species composition of mosses and their projective cover on underground sulphur melting of v. Staryj Yar (Lviv region, Yavoriv district) have been studied. The replacement of pioneer mosses, which are tolerant to high acidity of the environment on cosmopolite species with fugitives and colonists life strategy, was established. Obtained data show an important role of bryophytes in the formation of plant cover on devastated territories of sulphur extraction.

Keywords: mosses, projective cover, bryophytes, frequency of occurrence, underground melting of sulphur, biomass

Рекомендує до друку

Надійшла 02.02.2011

Н.М. Дробик

УДК (594 + 595.3)(574.2:574.63)(627.8):001.53

В.Д. РОМАНЕНКО, Ю.Г. КРОТ, Т.І. ЛЕКОНЦЕВА, Т.Я. КИРИЗІЙ, Є.В. СТАРОСИЛА

Інститут гідробіології НАН України

пр-т Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210

ФУНКЦІОНУВАННЯ ДРЕЙСЕНО-ГАМАРИДНОГО УГРУПУВАННЯ ПРИ ПІДВИЩЕННІ РІВНЯ МІНЕРАЛІЗАЦІЇ ВОДИ В УМОВАХ МІКРОКОСМУ

Вивчали особливості функціонування дрейсено-гамаридного угруповання в умовах мікрокосму. Показано взаємозв'язок структурно-функціональних характеристик угруповання з зміною рівня мінералізації води.

Ключові слова: дрейсени, гамариди, якість води, мінералізація, іонний склад, евтрофні бактерії, мікрокосм

Одним з проявів антропогенного впливу на екосистеми прісноводних водойм і водотоків є зміна їх видового різноманіття, яка пов'язана з розповсюдженням еврибіонтних інвазійних видів водяних тварин. Вважають, що одним із чинників, що сприяє їх пристосуванню у цих водоймах, є підвищення мінералізації та зміна іонного складу води [10].

У зв'язку з цим дослідження особливостей життєдіяльності угруповань інвазійних видів гамарид і дрейсенід в умовах підвищення мінералізації водного середовища становило мету цієї роботи.

Матеріал і методи досліджень

Об'єктами досліджень були угруповання дрейсен (*Dreissena bugensis* (Andrusov), *D. polymorpha* (Pallas)) і гамарид (*Dikerogammarus haemobaphes* (Eichwald), *Chaetogammarus ischnus* (Stebbing)). Видову належність безхребетних визначали за [8, 9]. Тварини були відловлені на русловій ділянці Канівського водосховища у вересні 2009 р. і утримувалися в умовах штучних систем – мікрокосмів. Їх детальна характеристика та умови функціонування наведені в роботах [2, 3, 11]. Початкова чисельність і біомаса дрейсен становила відповідно $2,76 \pm 0,08$ тис.екз/м² і $2,71 \pm 0,07$ кг/м², гамарид – $2,15 \pm 0,18$ тис.екз/м² і $21,0 \pm 1,7$ г/м².

В умовах хронічного експерименту (260 діб) досліджували особливості функціонування дрейсено-гамаридного угруповання під впливом зростаючої мінералізації водного середовища при переході класу води від гідрокарбонатного до хлоридного. У системах щотижня контролювали гідрохімічні [5, 13], мікробіологічні [4, 6, 12] показники середовища та структурно-функціональний стан угруповань безхребетних [1].

Результати досліджень оброблено статистично з використанням стандартних статистичних програм (STATISTICA 6.0).

Результати досліджень та їх обговорення

В процесі життєдіяльності угруповання дрейсен і гамарид шляхом внесення органо-мінеральної кормової суміші було підвищено загальну мінералізацію води в мікрокосмі до 1500 мг/дм³ (рис. 1).

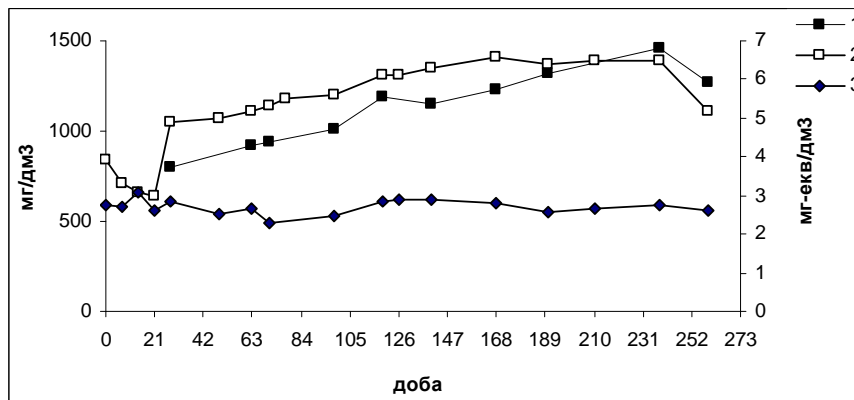


Рис. 1. Динаміка сухого залишку (1, мг/дм³), жорсткості (2, мг-екв/дм³) та вмісту іонів кальцію (3, мг-екв/дм³) у водному середовищі в процесі життєдіяльності угруповання дрейсен і гамарид

На 49-у добу був зареєстрований перехід класу води з карбонатно-кальцієвого (C_1^{Ca}) до хлоридного групи натрію третього типу (C_{III}^{Na}). При цьому спостерігали підвищення жорсткості води з нормальної прісної (0,3–0,5 мг/дм³) до жорсткої прісної (0,5–1,0 мг/дм³); співвідношення $Mg^{2+}:Ca^{2+}$ становило 1,4:1,0. Збільшення жорсткості води відбувалося за рахунок підвищення вмісту магнію, тоді як концентрація кальцію була практично стабільною і становила 50–60 мг/дм³. Враховуючи важливу захисну роль кальцію і магнію в регуляції функції клітинних мембран, слід відмітити, що кальцієвий та магнієвий ресурс середовища протягом дослідження був достатній для забезпечення сприятливого осмотичного тиску на клітини і функціонування організму безхребетних тварин. Водночас з збільшенням жорсткості води відмічалася тенденція до зниження лужності води.

Важлива роль у трансформації органічної речовини при функціонуванні дрейсено-гамаридного угруповання належала бактеріальній складовій. Впродовж всього дослідження у воді та осаді мікрокосмів відмічали флуктуацію чисельності евтрофних бактерій (ЕБ) (рис. 2), клітин з активною електронно-транспортною системою (TTX^+) та величини деструкції

органічної речовини (ОР). Зміни чисельності бактерій у водному середовищі та осаді у різні проміжки часу були обумовлені внесенням органо-мінеральної речовини та особливостями її трансформації за участю біотичної складової. Накопичення у воді та осаді мікрокосмів легкозасвоюваних речовин сприяло активізації змін у процесах метаболізму ЕБ. Відомо, що навіть незначна кількість органічної речовини може призводити до зрушень в енергетичному та конструктивному обміні бактерій [7].

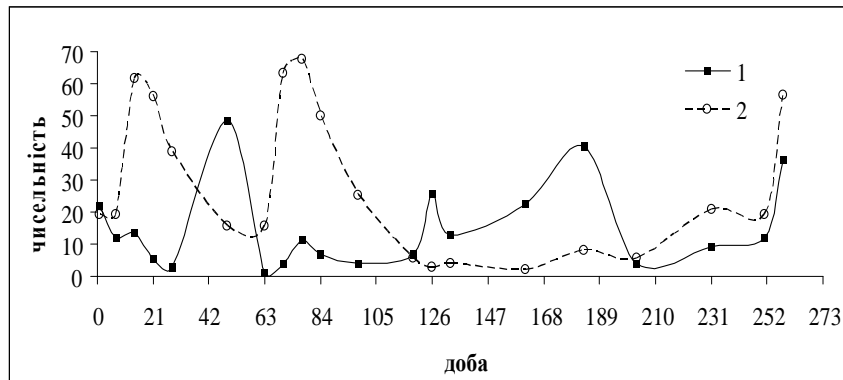


Рис. 2. Динаміка чисельності евтрофних бактерій у воді (1, тис. кл/см³) та осаді (2, тис. кл/мг)

Згідно даних динаміки структурно-функціонального стану угруповань гамарид (рис. 3) відмічено досягнення ними стаціонарної фази росту чисельності на 49-у добу експерименту.

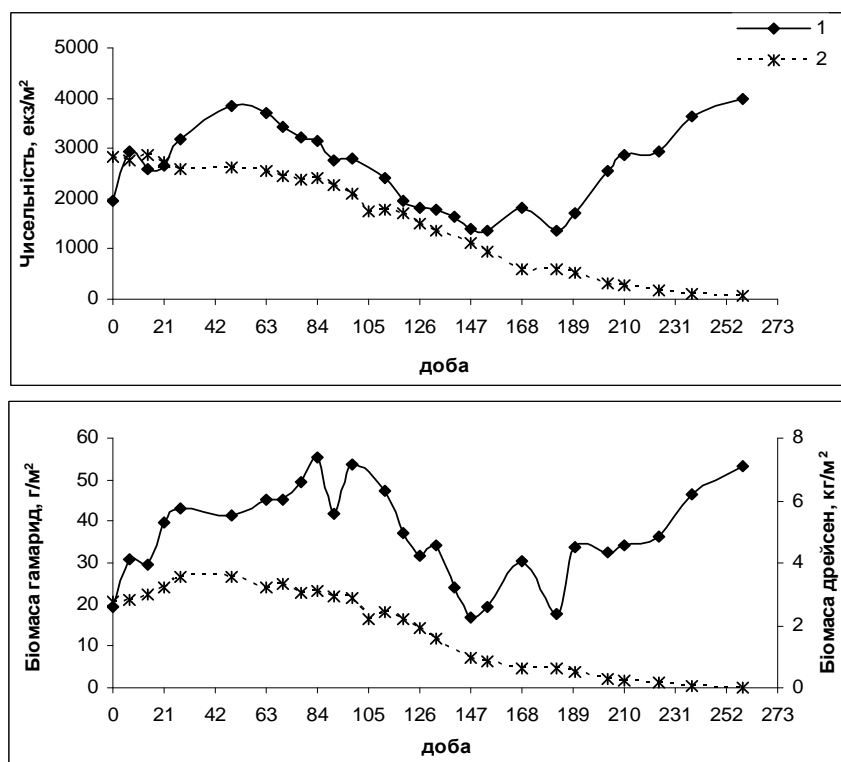


Рис. 3. Динаміка чисельності (а) та біомаси (б) гамарид (1) і дрейсен (2)

При цьому спостерігали відносну стабілізацію рівня біомаси ракоподібних з подальшим зростанням амплітуди коливань параметра, що є наслідком функціонування популяційних механізмів регуляції чисельності й структурного складу під впливом чинників водного середовища. Стан угруповання дрейсен характеризувався стабільною чисельністю та збільшенням біомаси особин впродовж 63-х діб, надалі спостерігали поступове підвищення

смертності моллюсків. В процесі зниження чисельності дрейсен реєстрували меншу стійкість великих (26–35 мм) і дрібнорозмірних (6–15 мм) особин.

Відсутність безпосереднього зв'язку між динамікою біомаси дрейсен і гамарид може свідчити про важливу регуляторну роль евтрофних бактерій у функціонуванні дрейсено-гамаридного угруповання. Підвищення їх чисельності супроводжувалося активізацією відтворювальної функції угруповань ракоподібних та збільшенням біомаси моллюсків.

Порівняльний аналіз динаміки гідрохімічних параметрів середовища з показниками біологічного стану дрейсен і гамарид виявив негативний зв'язок динаміки чисельності і біомаси дрейсен з величиною жорсткості води, вмістом нітратів, фосфатів ($r = -0,75 \dots -0,90$; $p < 0,05$). Найменшим виживанням характеризувалися великорозмірні (> 25 мм), найбільшим — середньорозмірні (16–25 мм) особини моллюсків. Для гамарид і евтрофних бактерій негативного впливу зміни сольового складу води виявлено не було.

Висновки

Одержані дані свідчать, що при значному зростанні рівня мінералізації та зміні іонного складу води з карбонатно-кальцієвого до хлоридно-натрієвого відбувається перебудова структурного складу дрейсено-гамаридного угруповання. При цьому зареєстровано підвищену чутливість дрейсен та значну толерантність гамарид до зміни якості водного середовища.

1. Жадин В. И. Методы гидробиологического исследования / В. И. Жадин. – М. : Высш. школа, 1960. – 190 с.
2. Крот Ю. Г. Особливості функціонування дрейсено-гамаридного угруповання в умовах мікрокосму: Особливості формування якості водного середовища / Ю. Г. Крот, В. Д. Романенко, Т. Я. Киризій, Г. Б. Бабич // Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біологія. – 2010. – Т. 43, № 2. – С. 290–293.
3. Крот Ю. Г. Особливості функціонування дрейсено-гамаридного угруповання в умовах мікрокосму: Структурно-функціональні характеристики угруповання дрейсен і гамарид / Ю. Г. Крот, В. Д. Романенко, Т. І. Леконцева // Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біологія. – 2010. – Т. 43, № 2. – С. 293–297.
4. Кузнецов С. И. Методы изучения водных микроорганизмов / С. И. Кузнецов, Г. А. Дубинина. – М. : Наука, 1989. – 288 с.
5. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / За ред. В. Д. Романенко. – Київ : Логос, 2006. – 408 с.
6. Олейник Г. Н. Бактериопланктон Сасыкского водохранилища / Г. Н. Олейник, Т. Н. Кабакова // Гидробиологический журнал – 1995. – Т. 31, № 3. – С. 47–58.
7. Олейник Г. Н. Реакция бактериопланктона как индикатор изменений в экосистеме водоемов в результате антропогенного загрязнения / Г. Н. Олейник, В. М. Якушин, Т. Н. Кабакова // Гидробиологический журнал. – 1996. – Т. 32, № 2. – С. 29–41.
8. Определитель пресноводных беспозвоночных России и сопредельных территорий / [Под общ. ред. С. Я. Цалолихина]. – СПб. : Наука, 2004. – Т. 6: Молоски, Полихеты, Немертины. – 528 с.
9. Определитель фауны Черного и Азовского морей: в 3 т. / Под рук. Ф. Д. Мордухай-Болтовского. – Киев : Наукова думка, 1969. – Т. 2: Свободноживущие ракообразные. – 1969. – 545 с.
10. Романенко В. Д. Основы гидроэкологии / В. Д. Романенко. – Київ : Генеза, 2004. – 664 с.
11. Романенко В. Д. Особливості функціонування дрейсено-гамаридного угруповання в умовах мікрокосму: Динаміка мікробіологічних показників / В. Д. Романенко, Ю. Г. Крот, С. В. Старосила // Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біологія. – 2010. – Т. 43, № 2. – С. 424–427.
12. Романенко В. И. Экология микроорганизмов пресных водоемов : [лабораторное руководство] / В. И. Романенко, С. И. Кузнецов. – Л. : Наука, 1974. – 194 с.
13. Унифицированные методы химического анализа / Ю. Ю. Лурье. – М. : Химия, 1973. – 376 с.

В.Д. Романенко, Ю.Г. Крот, Т.И. Леконцева, Т.Я. Киризий, Е.В. Старосила
Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

ФУНКЦИОНИРОВАНИЕ ДРЕЙССЕНО-ГАММАРИДНОГО СООБЩЕСТВА ПРИ ПОВЫШЕНИИ УРОВНЯ МИНЕРАЛИЗАЦИИ ВОДЫ В УСЛОВИЯХ МИКРОКОСМА

Изучали особенности функционирования дрейссено-гаммаридного сообщества в условиях микрокосма. Показана взаимосвязь структурно-функциональных характеристик сообщества с изменением уровня минерализации водной среды.

Ключевые слова: дрейссена, гаммариды, качество воды, минерализация, ионный состав, эвтрофные бактерии, микрокосм

Yu.G. Krot, T.I. Lekontseva, T.Ya. Kiriziy, Iev.V. Starosyla

Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

FUNCTIONING OF DREISSENIDAE AND GAMMARIDAE COMMUNITY AT INCREASING OF THE WATER MINERALIZATION LEVEL IN MICROCOSM

There have been investigated the particularities of functioning of Dreissenidae and Gammaridae communities in microcosm. It is shown the interconnection of structural and functional characteristics of the communities with change of water mineralization level.

Keywords: Dreissenidae, Gammaridae, water quality, mineralization, ionic composition, saprophyte bacteria, microcosm

Рекомендує до друку

Надійшла 11.02.2011

В.В. Грубінко

УДК 577.355

О.О. СИВАШ

Інститут ботаніки ім. М.Г. Холодного НАН України,
вул. Терещенківська, 2, Київ, 01601

ПОРІГ ФОТОІНГІБУВАННЯ ФОТОСИНТЕЗУ ЯК КРИТЕРІЙ ГЕЛІОФІЛЬНОСТІ РОСЛИН

Метод індукції флуоресценції хлорофілу *a* - інформативний індикатор, що характеризує світлові реакції фотосинтезу. Величина фотохімічного гасіння (qP) флуоресценції хлорофілу *a* була використана для оцінки порогу фотоінгібування фотосинтезу. Настання світлового стресу визначали як істотне зниження фотохімічного гасіння ($qP < 0,6$). Поріг фотоінгібування фотосинтезу для рослин, що виростили в умовах часткового затінювання, був в межах 140 - 630 $\mu\text{моль м}^{-2} \text{с}^{-1}$, тоді як для рослин з більш освітлених ділянок, складав 750 - 1500 $\mu\text{моль м}^{-2} \text{с}^{-1}$. Показано, що оцінка порогу фотоінгібування фотосинтезу методом індукції флуоресценції хлорофілу *a* може бути кількісним показником відношення рослин до світлового чинника.

Ключові слова: екофізіологія, флуоресценція хлорофілу, фотоінгібування, геліофільність

У багатьох ботанічних дисциплінах виникає потреба використання екологічних даних, які широко застосовують для фітоіндикації, а також, зокрема, для класифікації і ординації рослинності. Коротко фітоіндикацію можна визначити як “визначення по рослинності дискретних класів середовища” [1]. Одним з найбільш поширених підходів екологічного аналізу є шкально - бальна оцінка середовища і, відповідно, така ж оцінка толерантності видів [2,3,7]. Індикація режиму фактора середовища дається по превалюючих видах для цієї градації. Число факторів в різних авторів різне і в різних дослідженнях наводяться різні їх поєднання. Завжди види характеризують за вологістю, трофністю і кислотністю ґрунтів, в більшості випадків наводяться числа по вмісту азоту для ґрунтів, температурі і континентальності клімату, часто відношення до світла та деякі інші. Різні автори використовують різне число градацій для кожного фактора, а також різне число балів для оцінки толерантності виду. Що стосується світлового фактору, то його градація, в багатьох випадках, достатньо схематична.

Одним із центральних завдань екології рослин є розкриття причин в розподілі і багатстві видів. Екофізіологи досліджують як різноманітні морфологічні і фізіологічні характеристики дозволяють рослині виживати і успішно конкурувати в певних оточеннях, але не в інших.

Фотосинтез відіграє центральну роль у життєдіяльності рослинного організму, забезпечуючи його енергією, здатністю до репродукції і боротьби за існування. Фотосинтетична активність рослин є тим механізмом, за допомогою якого ресурси вводяться в екосистему. Фотосинтез суттєво залежить від кількості і якості світла, що досягає листкової пластинки зеленої рослини. Останнім часом для виявлення екофізіологічних імпринтів фотосинтетичного потенціалу рослин почали застосовувати метод індукції флуоресценції хлорофілу *a* [9].

Метою роботи було використання методу індукції флуоресценції хлорофілу *a* для експресної оцінки ступеня адаптованості фотосинтетичного апарату (ФСА) до рівня світлового фактора.

Матеріал і методика досліджень

Рослинний матеріал збирали впродовж червня - липня 2006 року в урочищі Кожум'яки в м. Києві. Трав'янисті рослини викопували не пошкоджуючи кореневої системи, поливали, а пагони деревних видів відділяли від рослин, занурювали у воду і протягом 30-40 хв. доставляли в лабораторію.

Для дослідження були взяті наступні рослини: *Oxalis acetosella* L. (Кислиця звичайна), *Dryopteris carthusiana* (Vill.) H.P. Fuchs. (Щитник шартський), *Cerasus vulgaris* L. (Вишня звичайна), *Adiantum sp.* L. (Адіантум), *Aegopodium podagraria* L. (Яглиця звичайна), *Convallaria majalis* L. (Конвалія звичайна), *Robinia pseudoacacia* L. (Акація біла), *Helianthus lactiflorus* Pers. (Соняшник яскравоквітковий), *Elytrigia intermedia* (Host) Nevsky. (Пирій середній), *Lamium maculatum* (L.) L. (Глуха кропива крапчаста), *Rumex stenophyllus* Ledeb. (Щавель вузьколистий), *Taraxacum officinale* Webb ex Wigg. (Кульбаба лікарська).

Флуоресценцію хлорофілу *a* в листках вимірювали за допомогою ХЕ-РАМ флуорометра ("Walz", Німеччина) за кімнатної температури. Для збудження флуоресценції хлорофілу *a* модульований світловий потік імпульсної ксенонової лампи пропускали крізь синьо-зелений фільтр BG-39 (5 мм, Schott). Листки адаптували до темряви протягом 10 хв. Мінімальний рівень флуоресценції адаптованих до темряви (F_0) та світла (F'_0) листків визначали при дії модульованого (2 Гц) світла низької інтенсивності ($\sim 0,1$ мкмоль \cdot м $^{-2}$ с $^{-1}$). Індукцію флуоресценції хлорофілу *a* ініціювали активним (діючим) світлом різної густини потоку фотонів. Максимальний рівень флуоресценції адаптованих до темряви (F_m) та світла (F'_m) листків визначали при дії насичуючого імпульсу (1 сек) галогенної лампи густиною потоку фотонів 5000 мкмоль \cdot м $^{-2}$ с $^{-1}$. Рівень фотохімічного гасіння флуоресценції хлорофілу *a*, qP ($qP = F'_m - F_s / (F'_m - F'_0)$) визначали за [12]. Визначення порогу фотоінгібування за рівнем qP проводили на 3-4-х листках, взятих не менше ніж з 2-х рослин з близьких місцезростань.

Результати досліджень та їх обговорення

За умов, коли світловий потік перевищує рівень, необхідний для насичення фотосинтезу, виникає висока ймовірність фотоінгібування ФСА. Фотоінгібування визначають як світлозалежну редукцію ефективності фотосинтезу, яка проявляється, як правило, в екстремальних умовах [11]. Це явище пов'язане, перш за все, з пошкодженням комплексів фотосистеми II (ФСII) активними формами кисню, що генеруються при поглинанні рослинами надлишкового світла [4]. Найефективнішим механізмом захисту від фотоінгібування є нефотохімічна (теплова) дисипація надлишку енергії квантів світла, поглинутих світлозбиральними комплексами ФСII, яку відслідковують, як правило, за гасінням флуоресценції хлорофілу *a* ФСII, оскільки теплова дисипація збудженого хлорофілу конкурує з флуоресценцією і фотохімією [10]. Для більшості фізіологічних умов, головний компонент нефотохімічного гасіння, так зване qE гасіння, відбувається в антені і залежить від енергізації тилакоїдної мембрани [8]. Дисипація світлової енергії в тепло – швидкий процес, в якому може

бути розсіяно 70–80 % поглиненої енергії [6]. Головним регуляторним сенсором, здатним відчувати надлишок світлової енергії, є рівень транстилакоїдного ΔpH [8], який безпосередньо активує ксантофіловий цикл, qE гасіння. Одним з емпіричних критеріїв фотоінгібування ФСА рослин є зниження величини фотохімічного гасіння флуоресценції хлорофілу (qP) нижче ніж 0,6 [8]. qP відображає ступінь окисненості пластохінонового пула Q_A , тобто долю “відкритих” центрів ФСII за даних умов освітленості.

На рисунку наведена залежність рівня qP від густини потоку фотонів актинічного світла для листків різних рослин. Отримані дані показали, що фотоінгібування ФСА тіньолюбних рослин (*Dryopteris carthusiana*, *Adiantum sp.*, *Convallaria majalis*) відбувається при нижчій ($140 - 450 \text{ мкмольм}^{-2}\text{с}^{-1}$) густині потоку фотонів, порівняно із світлолюбними видами (*Oxalis acetosella*, *Cerasus vulgaris*, *Aegopodium podagraria*, *Robinia pseudoacacia*, *Helianthus laetiflorus*, *Elytrigia intermedia*, *Lamium maculatum*, *Rumex stenophylleis*) (Табл.). Для останніх діапазон фотоінгібування коливався від 750 до 1500 $\text{мкмольм}^{-2}\text{с}^{-1}$. Необхідно відмітити, що для таких рослин як *Aegopodium podagraria*, *Helianthus laetiflorus* і *Rumex stenophylleis* зниження ефективності фотосинтезу вимагало значно вищої інтенсивності діючого світла (рис). Значення параметру qP при даній щільності потоку фотонів було вищим за 0,6.

Для характеристики екологічних умов і розмаху толерантності рослин до цих умов з 30-х років 20 століття почали застосовувати шкально - бальні оцінки. [2, 3.7]. Проводиться градація рівнів (шкалування) екологічних факторів (температурний режим, вологість, багатство ґрунту, засолення, освітленість) та встановлюються межі толерантності видів згідно цих рівнів. Циганов, наприклад, використовує 9-бальну шкалу рівнів світлового фактора [7]. Згідно цієї шкали рослини розміщуються за принципом зменшення світлолюбності і зростання тіневитривалості. Найменший бал отримали рослини відкритих просторів, тоді як рослини тіньових місць зростання характеризуються найвищим балом. В табл. наведені дані по порозі інгібування та межі толерантності за фітоіндикаційною шкалою освітленості – затіненості Циганова [7]. Як видно з таблиці отримані нами дані по інгібуванню фотосинтезу добре кореспондуються з оцінками геліоморфності за шкалою Циганова [7].

Характерні ознаки, що визначають фенотип, мають генетичну природу, проте, енвайронментальні фактори обумовлюють саме певну реалізацію фенотипу. Ряд видів мають генетично обумовлений світловий або тіньовий фенотип. Однак, багато видів завдяки великій внутрішній пластичності продукують світловий або тіньовий фенотипи в залежності від умов оточення.

Рівень освітлення під шатром лісу, на відміну від інших екологічних факторів, має дуже динамічний характер. Головними факторами, що визначають динаміку освітлення, є денна і сезонна зміна кута нахилу сонця та вітер, що постійно варіює мозаїку “вікон” у кронах верхніх ярусів.

Фотосинтез є суттєво інтегрованим і регульованим процесом, чутливим до змін умов оточення через необхідність тонко балансувати світлову енергію, поглинуту фотосистемами з енергетичними потребами метаболізму. Добре відомо, що рослини, які зростають в конкретних умовах, адаптують перебіг фотосинтезу саме до цих умов [13].

Параметри індукції флуоресценції хлорофілу, зокрема рівень фотохімічного гасіння (qP), дає можливість експресної оцінки ступеня геліофільності фенотипу, сформованого саме в конкретних місцезростаннях. Так, наприклад, ФСА *Convallaria majalis* (табл.), сформований в умовах більшого затінення, показує нижче значення порогу інгібування, порівняно з рослинами, взятими з більш освітленої частини ділянки зростання. Необхідно відмітити також добре відомий факт, що стресові чинники різної природи впливають на функціональні характеристики перебігу фотосинтетичного перетворення [5].

Таким чином, величина порогу фотоінгібування, отримана за показниками індукції флуоресценції хлорофілу a може слугувати кількісним критерієм відношення рослин до світла.

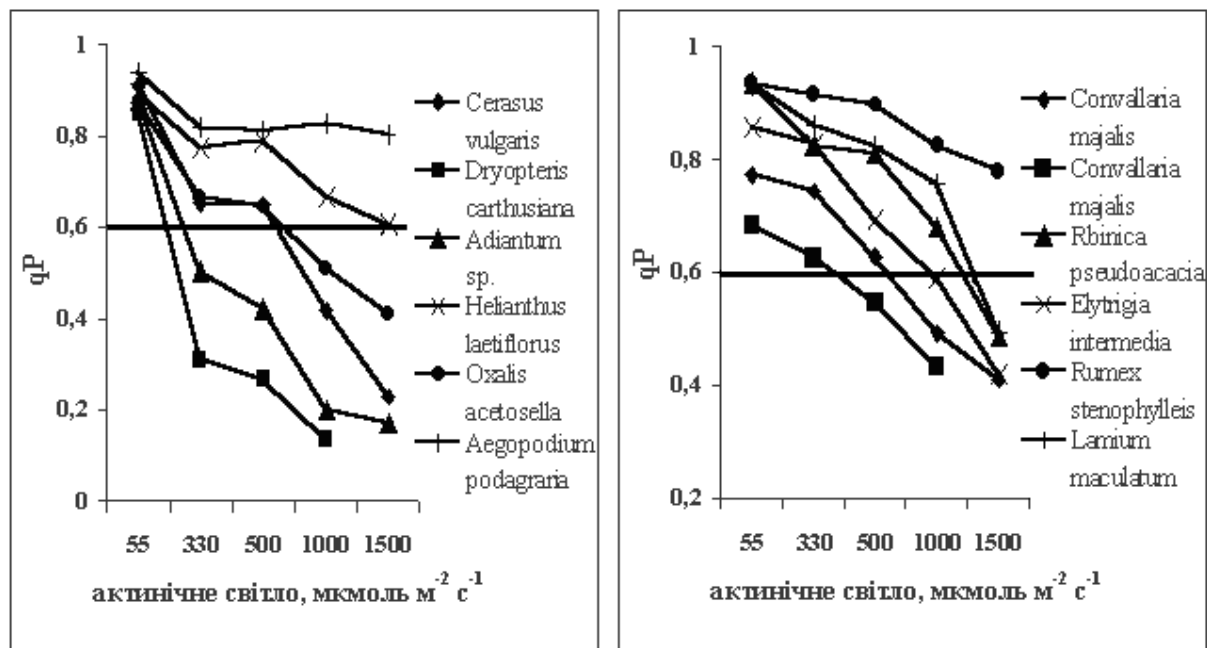


Рис. Вплив інтенсивності актинічного світла на величину фотохімічного гасіння флуоресценції хлорофілу (qP).

Таблиця

Поріг фотоінгібування різних видів рослин за величиною фотохімічного гасіння флуоресценції хлорофілу (qP)

Вид	Поріг фотоінгібування, $\mu\text{моль м}^{-2} \text{с}^{-1}$	Межі толерантності за Цигановим [4]
<i>Dryopteris carthusiana</i> (Vill.) H.P. Fuchs. (Щитник шартський)	140 – 210	3 – 9
<i>Adiantum sp.</i> (Адіантум)	220 – 280	3 – 7
<i>Convallaria majalis</i> L. (Конвалія звичайна)*	360 – 420	3 – 7
<i>Convallaria majalis</i> L. (Конвалія звичайна)	570 – 630	3 – 7
<i>Oxalis acetosella</i> L. (Кислиця звичайна)	640 – 700	3 – 9
<i>Cerasus vulgaris</i> L. (Вишня звичайна)	660 – 720	1 – 6
<i>Elytrigia intermedia</i> (Host) Nevski. (Пирій середній)	940 – 1000	1 – 6
<i>Robinia pseudoacacia</i> L. (Акація біла)	1170 – 1230	1 – 6
<i>Lamium maculatum</i> (L.) L. (Глуха кропива крапчаста)	1270 – 1330	3 – 7
<i>Rumex stenophylleis</i> Ledeb. (Щавель вузьколистий)	>1500	1 – 3
<i>Aegopodium podagraria</i> L. (Яглиця звичайна)	>1500	1 – 8
<i>Helianthus laetiflorus</i> Pers. (Соняшник яскравоквітковий)	>1500	1 – 5

Примітка.* Рослини зібрані з більш затіненої частини ділянки

1. Миркин Б. М. Фитоценология: Принципы и методы / Б. М. Миркин, Г. С. Розенберг. – М. : Наука, 1978. –186 с.
2. Раменский Л. Г. Введение в почвенно-геоботаническое исследование земель / Л. Г. Раменский. – М. : Селхозгиз, 1938. –262.
3. Цыганов Д. Н. Фитоиндикация экологических режимов в подзоне хвойно-широколиственных лесов / Д. Н. Цыганов. –М. : Наука, 1983. –196 с.
4. Asada K. Production and scavenging of reactive oxygen species in chloroplasts and their functions / K. Asada // Plant Physiol. –2006.–Vol. 141, № 2. – P. 391–396.
5. Bjorkmann O. Inhibition of photosynthetic reactions under water stress. Interactions with light level O. Bjorkmann, S. B. Powles // Planta. –1984. –Vol. 161, № 2. – P. 490-504.
6. Demming-Adams B. The role of xanthophyll cycle carotenoids in the protection of photosynthesis / B. Demming-Adams, W. W. Adams. // Trends Plant Sci. – 1996. – Vol. 1, №. 1. – P. 21–26.
7. Ellenberg H. Zeigerwerte der Gefasspflanzen Mitteleuropas / H. Ellenberg. – Gottingen : Goltze, 1974. – 97 S.
8. Horton P. Regulation of light harvesting in green plants / P. Horton, A. V. Ruban, R. G. Walters. // Ann. Rev. Plant. Physiol. Plant Mol. Biol. – 1996. – Vol. 47. – C. 655–684.
9. Lüttge U. Synecological comparisons sustained by ecophysiological fingerprinting of intrinsic photosynthetic capacity of plants as assessed by measurements of light response curves / U. Lüttge, F. R. Scarano // Revista Brasileira de Botanica. –2007. - Vol. 30, № 3. – P. 355-364.
10. Maxwell K. Chlorophyll fluorescence – a practical guide / K. Maxwell, G. N. Johnson // J. Experimental Bot. – 2000. – 51. – P. 659–668.
11. Powles S. B. Photoinhibition of photosynthesis induced by visible light / S. B. Powles // Annu. Rev. Plant Physiol. – 1984. – Vol. 35, №1. – P. 15–44.
12. Schreiber U. Continuous recording of photochemical and non-photochemical chlorophyll fluorescence quenching with a new type of modulation fluorometer / U. Schreiber, U. Schliwa, W. Bilger // Photosynth. Res. – 1986. – Vol. 10, № 1. – P. 51–62.
13. Walters R. G. Towards an understanding of photosynthetic acclimation / R. G. Walters // J. Exp. Bot. – 2005. – Vol. 56, № 2. – P. 435–447.

А.А. Сиваш

Институт ботаники им. Н. Г. Холодного НАН Украины, Киев

ПОРОГ ФОТОИНГИБИРОВАНИЯ ФОТОСИНТЕЗА КАК КРИТЕРИЙ ГЕЛИОФИЛЬНОСТИ РАСТЕНИЙ

Метод индукции флуоресценции хлорофилла *a* – информативный индикатор, характеризующий световые реакции фотосинтеза. Величина фотохимического тушения (qP) флуоресценции хлорофилла *a* была использована для оценки порога фотоингибирования фотосинтеза. Наступление светового стресса определяли как существенное снижение фотохимического тушения (qP < 0,6). Порог фотоингибирования фотосинтеза для растений, выросших в условиях частичного затенения, был в пределах 140 – 630 мкмольм⁻²с⁻¹, тогда как для растений с более освещенных участков, составлял 750 – 1500 мкмольм⁻²с⁻¹. Показано, что оценка порога фотоингибирования фотосинтеза методом индукции флуоресценции хлорофилла *a* может быть количественным показателем отношения растений к световому фактору.

Ключевые слова: экофизиология, флуоресценция хлорофилла, фотоингибирование, гелиофильность

O.O. Syvash

N.G. Kholodny Institute of Botany, Ukraine

THE THRESHOLD OF PHOTOINHIBITION OF PHOTOSYNTHESIS AS A CRITERION OF HELIOPHILITY OF PLANTS

Chlorophyll *a* fluorescence is the informative indicator characterizing light reactions of photosynthesis. The value of photochemical quenching (qP) of chlorophyll *a* fluorescence has been used to estimate the threshold of photoinhibition of photosynthesis. The onset of light stress was defined as a significant decrease of qP – empirically determined as < 0,6. The threshold of photoinhibition for low-light field grown plants was in the range of 140 – 630 μmol m⁻²s⁻¹, whereas

for sun plants it takes place under higher light intensity $\sim 750 - 1500 \mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$. It has been shown that an assessment of the threshold of photoinhibition of photosynthesis by using of chlorophyll *a* fluorescence method can be a quantitative indicator of relation of plants to light factor.

Keywords: ecophysiology, chlorophyll fluorescence, photoinhibition, heliophily

Рекомендує до друку

Надійшла 21.10.2010

Н.М. Дробик

УДК 594.38:591.5

А.П. СТАДНИЧЕНКО, Д.А. ВІСКУШЕНКО, В.К. ГИРИН, Я.Р. ГРИНЕВИЧ,
О.В. ЛАВРЕНЮК

Житомирський державний університет ім. Івана Франка
вул. В. Бердичівська, 40, Житомир 10008, Україна

ТОКСИКОТОЛЕРАНТНІСТЬ КАЛЮЖНИЦІ РІЧКОВОЇ (MOLLUSCA, GASTROPODA, PESTINIBRANCHIA) ДО ІОНІВ ЦИНКУ ВОДНОГО СЕРЕДОВИЩА

Досліджували вплив іонів цинку ($0,001 \text{ мг/дм}^3$, $0,01$, $0,1$, 1 , 10 , 100 , 1000 , 10000 мг/дм^3) на поведінкові і фізіологічні реакції живородки річкової. Встановлено, що цей молюск може бути використаний як вид-індикатор в системі екологічного моніторингу.

Ключові слова: Viviparus viviparus, цинк-іон, швидкі реакції

Зростаюча трансформація навколишнього середовища зумовлена сукупною дією як природних чинників, так і чинників антропогенного походження, згубно впливає як на тваринний світ загалом, так і на прісноводну малакофауну України зокрема [6]. Одним з найнебезпечніших чинників для гідробіонтів є забруднення природних вод різними за природою поллютантами. З останніх для мешканців водного середовища чималу небезпеку становлять іони важких металів. Надходячи різними шляхами (через шкіру або з їжею) в організм молюсків і накопичуючись у ньому у неоднаковій мірі в різних органах і тканинах, іони важких металів здійснюють на нього в одних випадках регуляторно-стимулюючу, а в інших – пошкоджуючу, токсичну дію.

Цинк – біогенний елемент щодо молюсків, який у мікродозах необхідний для їх життєдіяльності, бо він є складовою понад 200 металоферментів, регулюючих у них обмін білків, вуглеводів, нуклеїнових кислот [5]. Перевищення норми цинку для молюсків є життєвонебезпечним. Порогові концентрації іонів цинку водного середовища щодо прісноводних молюсків дуже невисокі: для калюжниці річкової *Viviparus viviparus* (Linné, 1758) вона становить $0,001 \text{ мг/дм}^3$ [6]. Це дозволяє використовувати даний вид як індикаторний у здійсненні моніторингу. На можливість використання калюжниці річкової як виду-індикатора наголошує і Г. Є. Киричук [3], в дослідженні якої показано, що про рівень забруднення водного середовища іонами цинку можна судити за ступенем накопичення його організмом цих тварин.

Метою дослідження було з'ясування можливості використання як тест-показника забруднення водного середовища іонами цинку швидких поведінкових і фізіологічних реакцій калюжниці річкової.

Матеріал і методи досліджень

Матеріалом слугували 867 екз. калюжниць, здобутих у річках Лісостепової природно-географічної зони України (р. Тетерів, Житомир і р. Гуйва, Пряжево Житомирської обл.) протягом 2008–2010 рр.

Токсикологічні досліді (орієнтаційний і основний) поставлено за методикою В. А. Алексеева [1]. Токсичні розчини готували на дехлорованій відстоюванням (доба) воді з водогінної мережі Житомира (рН 7,2–7,6, вміст кисню становив 8,5–8,8 мгО₂/дм³, температура води була 18–22°C), використовуючи при цьому ZnCl₂ (ч.д.а.). Усі концентрації розчинів представлені у перерахунку на іон.

Використано 1–3-річних тварин (висота черепашки – 18–27 мм, загальна (вкупі з черепашкою) сира маса тіла – 106–437 мг). Висоту черепашки (штангенциркулем) і масу тіла (вагами марки WPS/1200 C) встановлювали до початку токсикологічного експерименту. Після його завершення тварин розтинали аби з'ясувати їх стать, а у самок – наявність зябрової „вагітності” і для підрахунку кількості зародків. Одночасно з тканин гепатопанкреаса і еякуляторної сумки виготовляли тимчасові гістологічні препарати і шляхом мікроскопування (МБР зб. 7×8) досліджували їх на предмет наявності трематодної інвазії. Усі токсикологічні досліді здійснено у триразовій повторності.

Як тест-функції оцінювали реакції калюжниці на дію токсиканта: поведінкові (реакція уникнення) і фізіологічні (ослизнення тіла, поява набряків, абортів ембріонів, стрімка (одноразова) дефекація).

Результати дослідження та їх обговорення

Встановлено, що щодо іонів цинку водного середовища: ЛК₀ (LC₀)=1 мг/дм³; ЛК₅₀ (LC₅₀)=9; ЛК₁₀₀ (LC₁₀₀)=10 мг/дм³. Як бачимо, зона токсичної активності іонів цинка для *V. viviparus* представлена досить вузьким діапазоном концентрацій – 1–10 мг/дм³. За ступенем токсичності (смертність особин становить 50%), оцінюваної згідно шкали токсичності отруйних речовин [6], іони цинку водного середовища є для калюжниці помірно токсичними. Пороговою концентрацією є 0,001 мг/дм³. Отже, перші ознаки, котрі свідчать про наявність зрушень у цих молюсків, викликаних дією на них означеного вище токсиканта, з'являються за концентрації, яка на три порядки нижча, ніж ЛК₀ і на порядок нижча від ГДК (лімітуючий показник шкочинності рибогосподарсько-токсикологічного призначення), яка дорівнює 0,01 мг/дм³.

Найпершою відповіддю калюжниці на дію стрес-чинника є реакція уникнення. Вона проявляється у цих тварин у двох формах. По-перше, це підвищення рухової активності молюсків, які в ємностях, де їх утримують, по затруєнні середовища розміщуються на їх стінках одразу над урізом води. По-друге, частина калюжниць залягає на їх дні, щільно затуливши устя черепашки кришечкою, обмежуючи тим самим можливість проникнення іонів цинку через їх шкірні покриви, оскільки надходження іонів металів в організм молюсків здійснюється в основному через зябри і мантию – ті частини їх тіла, які безпосередньо обмиваються водою. Епітеліальні клітини, утворюючи їх поверхню, посідають численні іонні канали і помпи [7], які забезпечують нагнітання іонів важких металів, у тому числі і іонів цинку, у цитоплазму епітеліальних клітин мантиї і ктенидіїв. Саме у цих органах і відбувається найінтенсивніше накопичення іонів важких металів. Відзначимо, що перша із вищезгаданих захисно-приспосувальних реакцій трапляється значно частіше, ніж друга (83,3% проти 16,7%). Час їх настання залежить від концентрації іонів цинку у середовищі (оберненопропорційна залежність). Наприклад, активне переміщення калюжниць у напрямку уріза води відбувається за 0,001 мг/дм³ іонів цинка від початку досліді через 4 год, за 0,1 – через 2 год 10 хв, за 10 мг/дм³ – через 1 год 12 хв.

Захисною фізіологічною реакцією калюжниць на вплив на них іонів цинку водного середовища є обволікання їх тіла слизом, який секретується залозистими клітинами, котрі входять до складу їх шкірного покрива. Шар слизу певною мірою (у залежності від його товщини) обмежує як швидкість, так і обсяг проникнення цього елемента у внутрішнє середовище калюжниці. Найнижча концентрація токсичного розчину, за якою спостерігається ослизнення її тіла, – 0,001 мг/дм³, а найвища – 100 мг/дм³. За різних концентрацій тривалість експозиції від початку досліді і до прояву цієї реакції поступово скорочується. Якщо за 0,001 мг/дм³ іонів цинку у середовищі перші ознаки ослизнення тіла спостерігаються через 5 год, за 0,01 – через 4, то за 10–100 мг/дм³ токсиканта усього лише за 1 год 6 хв – 1 год 42 хв. Вищі концентрації іонів цинку, використані у наших дослідіах, гальмують слизовиділення. Слід відзначити, що обволікання тіла молюсків слизом, досягнувши певного рівня, з реакції

захисно-пристосувальної перетворюється на реакцію шкодочинну, патологічну. Це зумовлене тим, що секреція слизу високого рівня інтенсивності неодмінно супроводжується пригнібленням у калюжниць шкірного дихання, а, як відомо [8], у черевоногих молюсків 50–70% кисню надходить в їх організм саме через шкірні покриви.

За 1–100 мг/дм³ іонів цинку у воді у калюжниць спостерігаються ознаки позитивного водного балансу. На голові і дорсальній поверхні ноги з'являється більш-менш чітко виражена мозаїчна пастозність (у 15–23% випадків), а об'єм цих частин тіла зростає у середньому в 1,5 рази, не вміщаючись у черепашку. Через це у особин з явними ознаками гіпергідратації набрякають голова і нога, котрі при цьому зазвичай вивисають назовні через устя черепашки – реакція випадіння. Вона спостерігається за 1–10 мг/дм³ іонів цинку після півторародинної експозиції, а за 100 мг/дм³ – вже через 1 год. Обширні набряки, загальновідомо, супроводжуються зрушеннями діяльності різних іннерваційних механізмів. Це, у свою чергу, веде до розладнань у функціонуванні різних тканин і органів. Збільшення кількості рідини у тканинній міжклітинній речовині зменшує еластичність тканин, а відтак, відбувається стискання лакун і синусів, що не може не впливати на роботу кровоносної, видільної, дихальної, репродуктивної систем молюсків. Так, зрушення у роботі кишківника, котре виражається одномоментним виділенням надзвичайно великої кількості екскрементів (аж до появи порожніх перитрофічних мембран), за 0,001–0,1 мг/дм³ іонів цинку у середовищі відбувається через 2,5–3,5 год від моменту затруєння води, за 1–10 мг/дм³ – через 4–5 год.

Абортуння зародків „вагітними” самками має місце у діапазоні концентрацій токсиканта 0,01–1,0 мг/дм³. Відбувається воно за 0,01–1,0 мг/дм³ іонів цинку через 3–10 год від початку експерименту, а за 1 мг/дм³ – дещо швидше. Одночасно помірне накопичення води в організмі молюсків у забрудненому середовищі розцінюється деякими дослідниками [2] як захисна реакція цих тварин. Дійсно, ця „зайва” вода певною мірою розбавляє гемолімфу молюсків, яка є одним із найголовніших компонентів їх внутрішнього середовища, здійснюючи тим самим її часткову детоксикацію.

Висновки

Отже, у калюжниць, що перебувають у розчинах іонів цинку у перебігу патологічного процесу (отруєння) здійснюються по чергово захисно-пристосувальні реакції, скеровані на підтримання молюсками гомеостазу. Це є можливим за тривалої дії на них невисоких концентрацій іонів цинку. У протилежному випадку ці реакції або не „спрацьовують” взагалі, або ж виявляються недостатніми для виживання тих особин, в організмі яких розвинувся викликаний отруєнням патологічний процес.

Аналіз результатів токсикологічних експериментів засвідчує можливість використання калюжниць річкової як індикаторного виду при здійсненні екологічного моніторингу стану водного середовища. Тест-функціями при цьому можуть слугувати швидкі поведінкові і фізіологічні реакції їх на дію іонів цинку водного середовища. З них найбільш показовими є реакції уникнення (рухова), ослизнення і обводнення тіла.

На користь визнання калюжниць річкової як індикаторного виду свідчить і той факт, що вона відповідає переважній більшості вимог, які ставляться до цієї групи живих об'єктів, а саме: масовий, поширений по усій Україні вид (окрім високогір'я Карпат і Кримських гір); його популяції відзначаються чимало абсолютною чисельністю населення і значною, здебільшого, щільністю населення, зумовленою високою плодючістю цих тварин. Калюжниця – молюски крупні, селяться на невеликих глибинах, є малорухомими, через що їх легко відшукувати і неважко збирати. І, що дуже є важливим, калюжниця порівняно з крупними легеневидами черевоногими молюсками нашої фауни (Pulmonata) характеризується значно меншою толерантністю щодо дії на них іонів металів водного середовища.

1. *Алексеев В. А.* Основные принципы сравнительно токсикологического эксперимента / В. А. Алексеев // Гидробиологический журнал. – 1981. – Т. 17, № 3. – С. 92–100.
2. *Биргер Т. И.* Метаболизм водных беспозвоночных в токсической среде / Т. И. Биргер. – Киев : Наукова думка, 1979. – 190 с.
3. *Киричук Г. Є.* Накопичення іонів важких металів прісноводним молюском *Viviparus viviparus* (Mollusca, Gastropoda, Pectinibranchia) / Г. Є. Киричук // Екол.-функціон. та фауніст. аспекти дослідж.

- моллюсків, їх роль у біоіндикації стану навколишн. середовища. – Житомир : Волинь, 2004. – С. 72–75.
4. Метелев В. В. Водная токсикология / В. В. Метелев, А. И. Канаев, Н. Г. Дзасохова. – М. : Колос, 1971. – 247 с.
 5. Никаноров А. М. Биомониторинг тяжелых металлов в пресноводных экосистемах / А. М. Никаноров, А. В. Жулидов, А. Д. Покаржевский. – Л. : Гидрометеиздат, 1995. – 144 с.
 6. Стадниченко А. П. Пресноводная малакофауна Украины в условиях глобального потепления климата Земли / А. П. Стадниченко, В. К. Гирин, А. М. Лейченко [и др.] // Междунар. наук. конф. «Проблемы экологии». 20–25 сентября 2010. Иркутский гос. Университет. НИИ биологии. – Иркутск, 2010. – С. 107.
 7. Hollis L. Cadmium accumulation, gill Cd binding, acclimation and physiological effects during long term sublethal Cd exposure in rainbow-trout / Hollis L., J. Mc Geer, D. G. Mc. Donald., C. M. Wood // Aquatic Toxicol. – 1999. – Vol. 10, № 2. – P. 101–110.
 8. Jones I. D. Aspects of respiration of *Planorbis corneus* L. and *Lymnaea stagnalis* L. (Gastropoda, Pulmonata) / I. D. Jones // Cong. Biochem. Physiol. – 1961. – Vol. 7, № 1. – P. 1–29.

А. П. Стадниченко, Д. А. Вискушенко, В. К. Гирин, Я. Р. Гриневич, О. В. Лавренюк
Житомирский государственный университет им. Ивана Франко, Украина

УСТОЙЧИВОСТЬ *VIVIPARUS VIVIPARUS* (MOLLUSCA, GASTROPODA, PECTINIBRANCHIA) К ИОНАМ ЦИНКА ВОДНОЙ СРЕДЫ

Исследовали влияние ионов цинка (0,001 мг/дм³, 0,01, 0,1, 1, 10, 100, 1000, 10000 мг/дм³) на поведенческие и физиологические реакции живородки речной. Установлено, что этот моллюск может быть использован в качестве вида-индикатора в системе экологического мониторинга.

Ключевые слова: *Viviparus viviparus*, цинк, быстрые реакции

A.P. Stadnychenko, D.A. Vyskushenko, V.K. Gyrin, Ya.R. Grynevich, O.V. Lavrenjuk
Ivan Franko Zhytomir State University, Ukraine

THE STABILITY OF *VIVIPARUS VIVIPARUS* (MOLLUSCA, GASTROPODA, PECTINIBRANCHIA) RELATIVELY THE ZINC-ION OF THE WATER ENVIRONMENT

The paper consider the influence of the water environment zinc-ion (0,001 mg/dm³, 0,01, 0,1, 1, 10, 100, 1000, 10000 mg/dm³) on the rapid conductal and physiological reactions of *Viviprus viviparus*. It has been proved that this mollusk may be use in the ecological monitoring system (as species-indicator).

Keywords: *Viviparus viviparus*, zinc-ion, rapid reactions

Рекомендує до друку
В.В. Грубінко

Надійшла 18.02.2011

УДК 502.7:504.05(064)+620.197:628.543

В.Г. СТАРЧАК¹, С.Д. ЦИБУЛЯ², Г.М. МАЧУЛЬСЬКИЙ¹, Т.М. ПОЛЩУК¹¹Чернігівський національний педагогічний університет ім. Т.Г. Шевченка

вул. Гетьмана Полуботка, 53, Чернігів 14013, Україна

²Чернігівський державний технологічний університет

вул. Шевченка, 95, Чернігів 14027, Україна

ЗАБРУДНЕННЯ ПРИРОДНОГО СЕРЕДОВИЩА ВАЖКИМИ МЕТАЛАМИ ТА ФОРМУВАННЯ ЕКОТОКСИКОЛОГІЧНОЇ СИТУАЦІЇ Й ЕКОЛОГІЧНОЇ НЕБЕЗПЕКИ

У роботі встановлені кореляційні залежності «техногенне забруднення техноприродних екосистем важкими металами за інтегральною оцінкою – техногенно-екологічна небезпека техносфери (стійкість металоконструкцій в ґрунті, річковій воді), біоти (токсичність, акумуляція в рослинах, вплив на здоров'ї населення) і її зменшення синергічними захисними композиціями з поліфункціональною комплексною дією, завдяки активним полідентатним хелатоутворювачам». Вони забезпечують утворення стійких металохелатних плівок на поверхні сталі, що ізолює її від агресивного середовища, а також перетворюють мобільну форму важких металів на немобільну, що знижує їх токсичність і акумуляцію в біоті.

Ключові слова: забруднення, важкі метали, екотоксикологічна ситуація, екологічна небезпека, екостан техноприродної системи

Моніторинг земельних ресурсів Чернігівського Полісся свідчить про доволі помітну забрудненість їх важкими металами, включно за рахунок руйнації підземних споруд та трубопроводів. Надлишок їх у ґрунті призводить до подальшого накопичення важких металів у трофічних ланцюгах. Організми прискорюють розповсюдження металів. Акумуляція або біонакопичення важких металів у них зростає на кожному наступному трофічному рівні: фітопланктон→зоопланктон→продуценти→рослиноїдні→м'ясоїдні первинні→м'ясоїдні вторинні [1–5].

Ґрунт в Україні у деяких регіонах має, крім того, високу корозійну активність – понад 0,3 мм/рік і сягає 5 мм/рік (у ґрунтах значної засоленості, в анаеробних умовах – за наявності сульфатредуючих бактерій і в аеробних – за наявності тіобактерій) [5, 6]. Відбувається трансформація ЗР внаслідок можливих конкуруючих спряжених хімічних рівноваг реакцій з певними фізико-хімічними константами: протолітичними (Ka, Kb, Kh), редокс-реакцій (Kredox), комплексоутворення (Kst), осадження (Ks) та ін. Оперуючи цими константами, можна зробити науковий прогноз трансформації ВМ та зміни їх токсичності. Лише зміна одного з термодинамічних чинників – температури, призводить до підвищення токсичності на 1,5–2 порядки.

Антропогенно-техногенне інгредієнтне забруднення містить катіони-активатори корозії (Cu^{2+} , Ni^{2+} та ін.), аніони-активатори ($\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$, CrO_4^{2-}) – деполяризатори катодної реакції, аніони-активатори, що пришвидшують анодну реакцію корозії металів (Cl^- , SO_4^{2-} та ін.), а також загальну корозію й корозійно-механічні руйнування – основну причину техногенних аварій та екологічних катастроф [7–10].

Зважаючи, що Україна насичена наземними, підземними, підводними магістральними нафто-, газо- та продуктопроводами (в т.ч. Cl_2 , NH_3 та ін.), загальна протяжність яких становить понад 40 тис. км, набуває важливого значення розробка засобів забезпечення охорони техноприродних систем (ТПС) як сукупності компонентів природного середовища (ґрунт, водойми, атмосферне повітря), де експлуатуються технічні споруди, інженерні комунікації, часто спричиняючи техногенний вплив на біотичну та абіотичну складові біосфери [11–16].

Отже, набуває важливого значення інтегральна оцінка забруднення важкими металами техноприродних систем (через сумарні показники забруднення повітря, ґрунту, поверхневих

вод) та їх вплив на акумуляцію екотоксикантів рослинами, тривкість конструкційних металів, руйнування технічних споруд, а також розробка захисних композицій комплексної дії: зменшення вмісту ВМ, перетворення їх у нерухому форму, що унеможливує їх накопичення в біоті та підвищує витривалість металокопункцій за рахунок модифікації поверхні наноструктурними металохелатними плівками з високою хімічною стійкістю.

Мета роботи – встановити кореляційні залежності забруднення техноприродних систем важкими металами за інтегральною оцінкою – техногенно-екологічна небезпека техносфери (тривкість металокопункцій), біоти (акумуляція в рослинах, вплив на здоров'я людини) та її зменшення захисними поліфункціональними композиціями комплексної дії, з активними хелатоутворювачами.

Матеріал і методи досліджень

У роботі використано теоретичні та експериментальні методи дослідження екологічної небезпеки із залученням стандартних методик фізичних, хімічних, фізико-хімічних та фізико-механічних випробувань (ІЧ, ПМР, Оже- та Х-спектроскопія, гравіволюмометрія, фотометрія, електрохімічні та адсорбційні виміри, випробування на водневу деградацію, розтріскування, малоциклову втому сталі (10, 20, 45, 65 Г), як основний критерій експлуатаційної роботоздатності металокопункцій) [8-13]. Випробування проводили в корозійних (річна вода, ґрунт) та наводнювальних (з додатковою катодною поляризацією) середовищах.

До складу захисних композицій на вторинній сировині входили відходи хімічних виробництв: ЧВО «Хімволокно» (ХВ) – К, РХП «Азот» – КУБ, МП та ін. (табл. 1). Як синергісти використовували похідні імідазолу (Ім), тіазолу – Тз (моно-, бі- та тригетероцикли – ГТЦ) як активні хелатоутворювачі.

Досліджували Pb, Cd, Ni, Cr, Zn, Cu. За інтенсивністю викидів, скидів визначали: категорії небезпеки підприємств, класи небезпеки джерел техногенного забруднення, максимальну приземну концентрацію забруднювачів – Смах, орієнтовну відстань (Хм) з Смах, наближений екологічний збиток (Wa, Wb, Wgr), екологічний податок за забруднення атмосферного повітря, водойм, земельних ресурсів – Пвс, Пс, Прв, розмір відшкодування за понаднормативні викиди, скиди, розміщення відходів. Техногенне забруднення поверхневих вод вивчали на прикладах річок Чернігівщини: Десна, Білоус, Стрижень. Техногенне забруднення ВМ ґрунтів Чернігівського Полісся – воколi ТОВ «Український кардан» – 1, ЧВО «ХВ» – 2, в лісовій зоні (Ялівщина) – 3.

Інтегральна комплексна оцінка техногенного забруднення проводилася за рядом показників: сумарного показника небезпеки техногенного забруднення (ТЗ) атмосферного повітря КнΣ, сумарного коефіцієнта забруднення Кз, індекса забруднення атмосферного повітря (ІЗА) та води – ІЗВ, ступеня забруднення води, сумарного показника забруднення ґрунту – Зс (з контролем аніонного складу, рН), сумарного індекса токсичності відходів КΣ, коефіцієнта накопичення ТЗ в рослинах (листя тополі, проростки ячменя) – Кас, інтегрального показника – Із, показників тривкості КМ технічних споруд – Ккм, малоциклової втоми – β, інтегрального показника небезпеки Ін, за яким встановлювали екостан (ЕС) ТПС в балах [6, 8–13].

Для захисту ТПС від забруднення використовували сукупність хімічних (металохелатування) та фізико-хімічних методів (адсорбція, іонний обмін на цеоліті). Металохелатування здійснювали за допомогою захисних композицій із синергістами (СЗК). Вибір синергічних добавок (СД) проводився на основі комп'ютерного моделювання (MNDO-PM3) за комплексним системним кореляційним аналізом «Електронна будова, термодинамічні характеристики молекул, катіонів, аніонів СД – захисна дія щодо ґрунту, води, рослин, конструкційних металів (КМ) технічних споруд».

Результати досліджень та їх обговорення

Експериментальні дані представлені в табл. 1–5, рис. 1–4.

Таблиця 1

Характеристика відходів виробництва							
Відхід К (600 т/рік), ТУ 46-00204048.156-2001, %							
ε-Капролактam (ε-К)		Олігомери					
		Усього		Нерозчинна фракція		Розчинна фракція	
25–50		36–59		24–40		12–20	
Усереднений склад відходу К, %							
ε-К	Олігомери		Неорганічні сполуки	Лужні продукти	рН	W,%	ρ, кг/м³
	нерозчинні	розчинні					
35	33,8	16,9	16,9	2,4	9,0	10,7	1062
Відхід МП (2000 т/рік)							
Олігомери циклогексанола	Дициклогександіанон		Циклогексанол	Циклогексанон	Фенол	Легколеткі	
61–66	12–24		3–10	1–3	1–2	решта	

Таблиця 2

Екостан ТПС (в балах)		
ТПС		
1	2	3
Екостан, без захисту, в балах		
5	4	3
незадовільний	складний	напружений
Екостан, з СЗК, в балах		
4	3	2
складний	напружений	задовільний

Таблиця 3

Кас		
ТПС		
1	2	3
Без захисту		
4,5	3,7	3,2
Із захистом (СЗК)		
3,3	2,8	2,2

Таблиця 4

Ккм, бал (ГОСТ 13819), Ст 10		
ТПС		
1	2	3
Без захисту		
8	7	6
Малотривкі	Понижено тривкі	
Із захистом (СЗК)		
7	6	5
Понижено тривкі		Тривкі

Таблиця 5

Zc		
ТПС		
1	2	3
Без захисту		
52	46	40
III категорія забруднення		
Із захистом (СЗК)		
35	29	23
III кат.	II кат. забруднення	

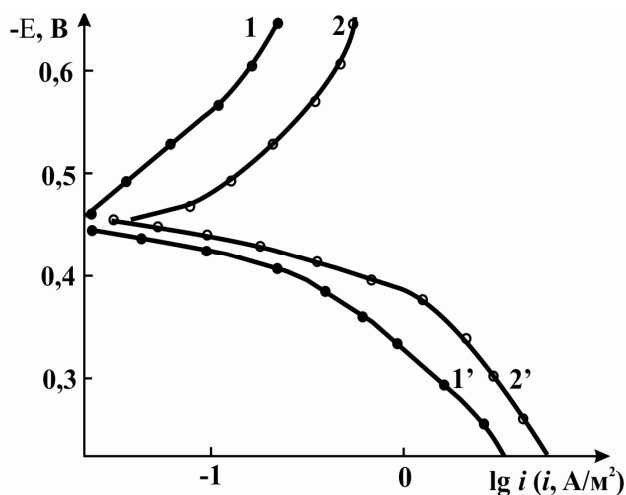


Рис. 1. Катодні і анодні поляризаційні криві в поверхневих водах на сталі 20 (Десна, вище 1 км від міста; 1 – з Ін (К, 1 г/л), 2 – без Ін

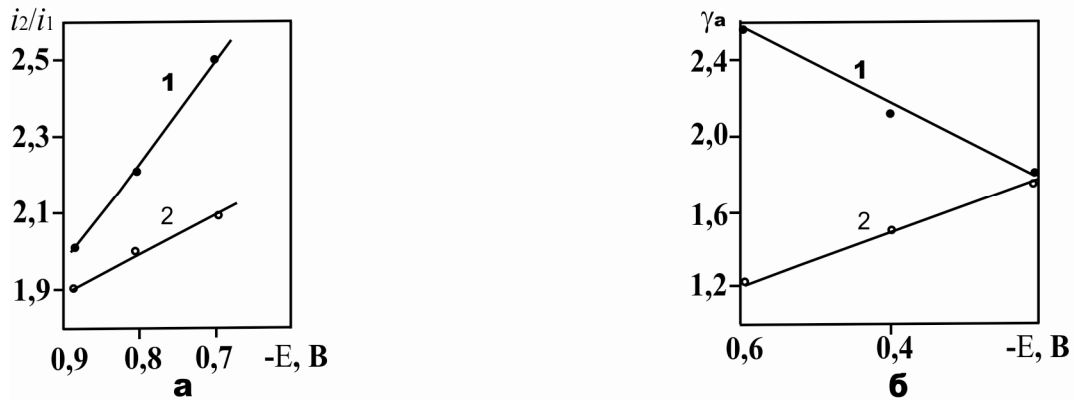


Рис. 2. Кореляційні залежності а – $(i_2/i_1)_K = f(E_K)$; б – $\gamma_a = f(E_a)$, $r = 0,84$; а: 1 – без Ін, 2 – з Ін (К, 1 г/л); i_2, i_1 – нижче та вище 1 км від міста; б: 1 – та 2 – вище та нижче 1 км від міста

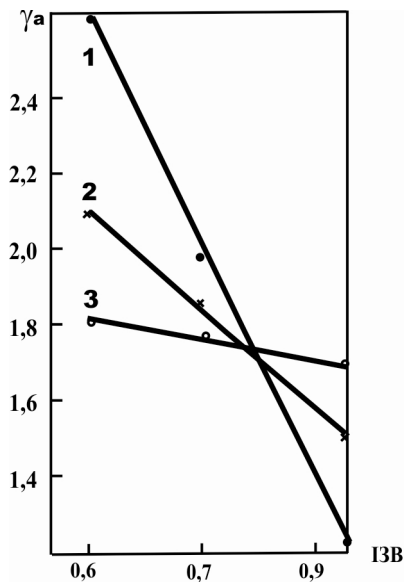


Рис. 3. Кореляційна залежність $\gamma_a = f(ІЗВ)$; 1 – при $E = -0,6 V$; 2 – при $E = -0,4 V$; 3 – $E = 0,2 V$, $r = 0,84$

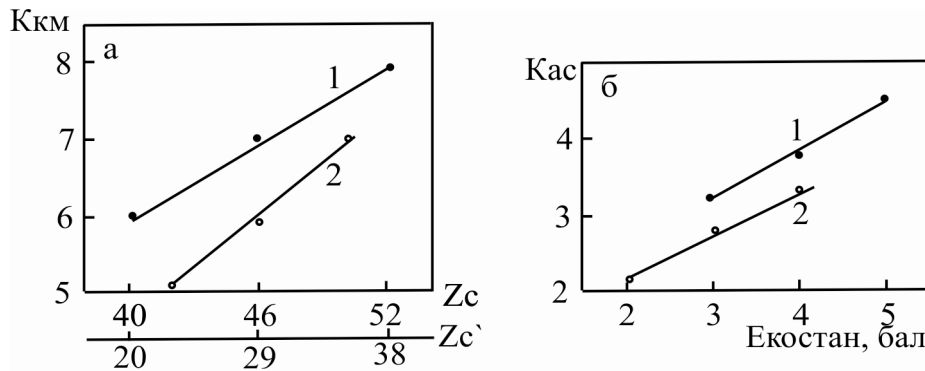


Рис. 4. Кореляційні залежності: а – $K_{km} = f(Z_c)$, $r = 0,88$; б – $K_{ac} = f(ЕC, \text{бал})$, $r = 0,85$; 1 – без захисту; 2 – з захистом (СЗК)

Встановлені кореляційні залежності (табл. 1–5, рис. 1–4) показують, що з зростанням $K_{н\Sigma}$, K_z , $ІЗА$, $ІЗВ$, Z_c , балу екостану, підвищуються акумуляція ВМ рослинами, частка найбільш розповсюджених захворювань людини, знижується експлуатаційна надійність технічних споруд, посилюється ризик техногенних аварій, екологічних катастроф. Застосування захисту ТПС знижує бал небезпеки екостану (табл. 2): так, для ТПС 3 екостан з

напруженого (бал 3) переходить в задовільний (бал 2). З зменшенням ІЗВ в річковій воді в 2–3,5 рази, зростає тривкість сталі за катодною, анодною реакціями (рис. 1–3), знижуються в 1,5–3,5 рази коефіцієнти впливу середовища – β , Кас ВМ в проростках ячменю – в 1,3–1,5 рази. З зменшенням балу небезпеки екостану в 1,3–1,4 рази, знижується Кас в листках дерев (табл. 3, рис 4б), знижується корозійна активність сталі 10. Так, для ТПС 3, сталь 10 в ґрунті переходить з групи металів понижено тривких (бал 6) в тривкі (бал 5) – табл. 4, рис. 4а.

Зниження Zc з 52–40 до 35–23 обумовлює зменшення екобезпеки для здоров'я людини: з категорії III дві ТПС (2, 3) переходить в II категорію забруднення ґрунту з зниженням захворювань ($Zc < 32$).

Наукове обґрунтування одержаних результатів полягає в утворенні ВМ як активних комплексоутворювачів стійких металохелатних нерозчинних комплексів з ефективними полідентатними хелатоутворювачами – похідними Im, Tz. Так, металохелати Cu^{2+} мають найвищі $K_{st} = 10^{15} - 10^{20}$, Ni – $K_{st} = 10^{10} - 10^{14}$. Металохелати знижують в 2–3 рази токсичність ВМ проти вільних катіонів, переводять рухому форму ВМ в нерухому, що унеможливорює акумуляцію ВМ рослинами. Добавка в СЗК цеоліту – активного полярного адсорбенту (що адсорбує металохелати, а також вільні катіони ВМ за рахунок іонного обміну) більш суттєво знижує акумулятивну здатність рослин. Тривкість сталі підвищується за рахунок утворення на її поверхні стійких наномасштабних металохелатних плівок, що встановлено ІЧ-, Оже-, Х-спектроскопією. Крім інгібуючої дії, СЗК проявляють біоцидну дію щодо SO_4^{2-} -редуючих та тіобактерій, що знижує біокорозію.

Моделювання структури ГТЦ-хелатоутворювачів (похідні Im, Tz) полярними замісниками R зменшує токсичність, пришвидшує перенос електронів при утворенні σ -, π -донорно-акцепторних та π -дативних зв'язків в металохелатах завдяки мостиковим зв'язкам. При цьому спостерігається стабілізація протонованого органічного катіона нуклеофільним впливом алкілів ($-CH_3$, $-C_2H_5$ та ін.). В аніонах (депротонованих Im, по NH, CH-групах) важливу роль відіграє резонансний механізм (резонансні донори (+R): $=N-CH_3$, $-OH$, $-OCH_3$ та резонансні акцептори (-R): $-NO_2$, $-C\equiv N$, що, відповідно, збагачують РЦ електронами (пришвидшують утворення π -орбіталей за π -донорно-акцепторним механізмом) та відтягують e з ГТЦ-кілець, активуючи утворення π -зв'язуючих молекулярних орбіталей за π -дативним механізмом. Це призводить до стабілізації металохелатів.

Отже, підсилення поверхневого металохелатування пов'язано з полідентатністю лігандів (екзо-, ендатоми N, O, S, Im, Ph- та Tz-кілець та ін.), що обумовлює внутрішньомолекулярний синергізм, а також міжмолекулярний синергізм (присутність в СЗК хімічно- та електрохімічноактивних угруповань в складі відходів К, МП та ін.): амідних груп, де атоми C, N, O мають sp^2 -гібридизацію і проявляють негативний індукційний та мезомерний ефекти. В результаті іде додатково C-, N-, O-протонування. Системи з протонуваним киснем більш стійкі завдяки резонансній стабілізації. Синергізму сприяють олігомери К, МП, що підсилюють металохелатування за рахунок дії макромолекулярних лігандів та утворення більш стійких макромолекулярних металохелатних комплексів, завдяки реакції нуклеофільного заміщення лігандів, блокування як катодних, так і анодних ланок поверхні металу, за участю хімічної та електрохімічної полімеризації [10–12]. Коефіцієнти синергізму складають $\gamma_{син} = 1,5 - 5,7$.

Розроблену СЗК (К+МП, 1:1; 1 г/дм³ + СД1, 0.1 ммоль) використовували як інгібуючу добавку в ІЗП (інгібованих захисних покриттях для підводних трубопроводів), на основі епоксидної смоли ЕД-20+КВС(1:1), в співвідношенні до СЗК 1:0.01. В результаті всі показники захисту (Z, β , K, Kn, Kkr, γ_1 , γ_2 , γ_3 , γ_4) збільшуються в 1,3–5,8 разів. Позитивний ефект одержано на зразках сталі 10 з термодифузійним хромуванням для підземних трубопроводів, ступінь захисту від загальної корозії Z=87–90%.

Висновки

1. Проведена комплексна інтегральна оцінка техногенного забруднення важкими металами техноприродних екосистем за бальною оцінкою.
2. Встановлено кореляційні зв'язки коефіцієнтів акумуляції ВМ рослинами з екостаном ТПС ($K_{ac} = f(ЕС, бал)$), сумарного показника забруднення ґрунту Zc з показником тривкості сталі

- К_{км} в ґрунті, забрудненому ВМ (К_{км}=f (Z_с), індекса забруднення річкової води ІЗВ з тривкістю і витривалістю сталі (β_с, β_н=f (ІЗВ)).
3. Розроблені синергічні захисні композиції з утилізацією відходів, ефективні в забрудненому ВМ ґрунті, річковій воді для суттєвого зниження К_{ас}, К_{км}, β та забезпечення екологічної безпеки довкілля.
 4. Використання комбінації хімічних та фізико-хімічних методів очистки води, ґрунту від рухомих форм ВМ сприяє зниженню ІЗВ, Z_с, К_{км}, К_{ас} та підвищує якість екостану техноприродних систем.
1. Бондар О. І. Екологічна безпека та охорона навколишнього середовища / О. І. Бондар, Г. І. Рудько. – Київ : ЕКМО, 2004. – 423 с.
 2. Гандзюра В. П. Концепція шкодочинності в екології / В. П. Гандзюра, В. В. Грубінко. – Київ-Тернопіль : Вид-во ТНПУ ім. В. Гнатюка, 2008. – 144 с.
 3. Давыдова С. Л. Тяжелые металлы как супертоксиканты XXI века / С. Л. Давыдова, В. И. Тагасов. – М. : РУДН, 2002. – 140 с.
 4. Добровольский В. В. Миграционные формы и миграция масс тяжелых металлов в биосфере. – Киев : Научный мир, 2006. – 280 с.
 5. Дорогунцов С. І. Екосередовище і сучасність / С. І. Дорогунцов, М. А. Хвесик, Л. М. Горбач. – Київ : Кондор, 2006. – 424 с.
 6. ДСанПіН 2.2.7.029-99. Охорона ґрунту, ДСанПіН 2.2.4.036-99. Гігієнічні вимоги до якості води господарсько-питного водопостачання, ДСП № 201-97; 17.2.2.6-98.
 7. Качинський А. Б. Екологічна безпека України: аналіз, оцінка та державна політика / А. Б. Качинський, Т. А. Хміль. – Київ : НІСД, 1997. – 127 с.
 8. Панасюк В. В. Фізико-хімічна механіка конструкційних матеріалів: здобутки та перспективи / Сучасне матеріалознавство ХХІ ст. – Київ : Наукова думка, 1998. – С. 565–589.
 9. Рудько Г. І. Конструктивна геоecологія: наукові основи та практичне втілення / Г. І. Рудько, О. І. Адаменко. – Чернігів : Маклаут, 2008. – 320 с.
 10. Старчак В. Г. Охорона техноприродних екосистем від техногенного забруднення / В. Г. Старчак, І. П. Крайнов, С. Д. Цибуля, І. Д. Пушкарьова // Фальцфейнівські читання. – Херсон : ХДУ, 2009. – С. 339–342.
 11. Старчак В. Г. Екологічна безпека техноприродних екосистем в умовах техногенного впливу важких металів / В. Старчак, О. Бондар, І. Пушкарьова, Н. Буяльська, Г. Мачульський // Фізико-хім. механіка матер. – №8, Т. 2. – 2010. – Львів : ФМІ НАНУ. – С. 815–821.
 12. Старчак В. Г. Теоретичні та прикладні аспекти збалансованого природокоритування в техноприродних системах / В. Г. Старчак, С. Д. Цибуля, І. Д. Пушкарьова, Н. П. Буяльська, В. П. Руденко // Вісник НУ Львівська політехніка. Хімія, технологія речовин та їх застосування. – 2010. – № 667. – С. 314–316.
 13. Хільчевський В. К. Водопостачання і водовідведення. Гідрологічні аспекти. – Київ : ВЦ «КУ», 1999. – 319 с.
 14. Шевчук В. Я. Екологічне управління / В. Я. Шевчук, Ю. М. Саталкін, Г. О. Білявський. – Київ : Либідь, 2004. – 432 с.
 15. Шмандій В. М. Екологічна безпека / В. М. Шмандій, В. Ю. Некос. – Харків : ХНУ, 2008. – 436 с.
 16. Шумейко В. М. Екологічна токсикологія / В. М. Шумейко, І. М. Глуховський, В. М. Овруцький. – Київ : Столиця, 1998. – 204 с.

В.Г. Старчак¹, С.Д. Цибуля², Г.М. Мачульський¹, Т.Н. Полищук¹

¹Черниговский национальный педагогический университет им. Т.Г. Шевченка, Украина

²Черниговский государственный технологический университет, Украина

ЗАГРЯЗНЕНИЕ ПРИРОДНОЙ СРЕДЫ ТЯЖЕЛЫМИ МЕТАЛЛАМИ И ФОРМИРОВАНИЕ ЭКОТОКСИКОЛОГИЧЕСКОЙ СИТУАЦИИ И ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ ОПАСНОСТИ

В работе установлены корреляционные зависимости «техногенное загрязнение техноприродных экосистем тяжелыми металлами по интегральной оценке – техногенно-экологическая опасность техносферы (стойкость металлоконструкций в почве, речной воде), биоты (токсичность, аккумуляция в растениях, влияние на здоровье населения) и ее уменьшение синергичными защитными композициями с полифункциональным комплексным действием, благодаря активным полидентатным хелатообразователям». Они обеспечивают

образование стойких металлохелатных пленок на поверхности стали, изолирующих ее от агрессивной среды, а также превращают мобильную форму тяжелых металлов в немобильную, что понижает их токсичность и аккумуляцию в биоте.

Ключевые слова: загрязнение, тяжелые металлы, экотоксикологическая ситуация, экологическая опасность, экосостояние техноприродной системы

V.G. Starchak¹, S.D. Tcibula², G.N. Machulski¹, T.N. Polishuk¹

¹T.G. Shevchenko Chernihiv National Pedagogical University, Ukraine

²Chernihiv State University of Technology, Ukraine

THE HEAVY METALS CONTAMINATION OF THE NATURAL MEDIUM AND ECOTOXICAL AND ECOLOGICAL DANGER FORMING

It is established the correlating dependences "Technogenous contamination by heavy metals of the technonatural ecosystems with the integral characteristics – technogenous – ecological danger of the technosphere (the resistance of the metalloconstructions in a soil, river water), biote (toxicity, accumulation in the plants, influence on the population health) and its decreasing by synergist protection compositions with polyfunctioning complexing action, with the active polydentatic chelatoformators». They formate metallohelating nanostructuric resisting films on the steel surface, isolating from the aggressive medium, and convert the mobiling forms to non-mobilning with decreasing toxicity, accumulation in a biote, of the population sickness.

Keywords: contamination, heavy metals, ecotoxical situation, ecological danger and ecostate of the technonatural system

Рекомендує до друку

Надійшла 18.02.2011

В.В. Грубінко

УДК 504.064.3:574

Н.В. ТКАЧУК, І.Г. ЧУЧВАГА

Чернігівський національний педагогічний університет імені Т.Г. Шевченка
вул. Гетьмана Полуботка, 53, Чернігів 14013, Україна

ОЦІНКА ЯКОСТІ КОЛОДЯЗНОЇ ВОДИ ОКОЛИЦЬ М.ЧЕРНІГОВА ЗА РОСТОМ КОРЕНІВ *ALLIUM CERA* L.

Досліджені якість колодязної води за антропогенного навантаження околиць м. Чернігова за ростом коренів цибулі *Allium cera* L. Показана низька якість води.

Ключові слова: біотестування, якість, колодязна вода, *Allium cera* L.

До якості питної води висуваються найвищі вимоги, оскільки від хімічного складу води залежить здоров'я людини [10]. Наявність і кількість різних сполук у воді визначається умовами її формування, складом водоносних горизонтів. Так, склад колодязної води визначається особливостями ґрунтового профілю та складом водойми [2]. Тому підвищену увагу до якості колодязної води необхідно виявляти в околицях м.Чернігова, які зазнають антропогенного навантаження, зокрема в районі Масани, де розташоване звалище побутових відходів м. Чернігова, та в селі Старий Білоус, що розташоване на р. Білоус, в яку скидають очищені побутові стічні води міста Чернігова.

Для оцінки якості води крім хімічного аналізу необхідно проводити сумарну токсикологічну оцінку, що базується на біодіагностиці [1]. Складовою частиною

біодіагностики є біотестування. Зокрема легким і чутливим способом визначення загальної токсичності колодязної води, викликаній хімічними водорозчинними компонентами, є оцінка росту коренів цибулі (*Allium cepa* L.) [12].

Метою роботи було дослідження якості колодязної води антропогенно навантажених околиць м.Чернігова (район Масани та села Старий Білоус) за ростом коренів цибулі.

Матеріали і методи досліджень

Проби води відбирали з колодязів району Масани, розташованих від міського сміттєзвалища на відстані 200 м, 700 м та 1200 м. Проби води села Старий Білоус відбирали з колодязів, розташованих від р.Білоус: 200 м (вул.30 років Перемоги), 760 м (вул. Гастелло), 820 м (вул.Чапаєва). Як контроль використали відстояну протягом доби водопровідну воду. Для кожного варіанту досліду відбирали по 12 цибулин цибулі ріпчастої (*Allium cepa* L.) діаметром 1,5 см. Цибулини по одній розміщували на верхівку пробірок з контрольною та досліджуваною колодязною водою так, щоб донце торкалось рідини в пробірці [12]. Через 24 год та 48 год замінювали зразки води на свіжі з тих самих пунктів забору. Через 48 год з кожного варіанту відкинули по 2 цибулини з найменш розвиненими коренями. Через 72 год від початку експерименту виміряли за допомогою лінійки довжину всіх 10 пучків коренів у кожному варіанті. З метою вивчення можливості зворотного впливу токсичних речовин колодязної води в кожному варіанті замінили воду в 5 пробірках на відстояну водопровідну воду, а в інших 5 пробірках знову зробили заміну на свіжу воду відповідного варіанту. Через 24 год порівняли ріст коренів в 5 перших пробірках порівняно з 5 останніми [12].

Хімічний аналіз води проводили за загальноприйнятими методами [3–8].

При обробці експериментальних даних використовували методи математичної статистики [9]. Розраховували середнє квадратичне відхилення. Статистичну обробку результатів дослідження проводили для рівня значимості 0,05.

Результати досліджень та їх обговорення

Результати хімічного аналізу води колодязів наведено в табл. 1.

Таблиця 1

Хімічні показники колодязної води околиць м. Чернігова

Показник	Точка відбору проби води					
	200 м від р. Білоус	760 м від р. Білоус	820 м від р. Білоус	200 м від сміттє-звалища	700 м від сміттє-звалища	1200 м від сміттє-звалища
pH	6,68	7,6	7,38	6,94	7,12	6,84
Фосфати, мг/дм ³	1,55	7,09	0,37	0,26	3,15	5,16
Азот амонійний, мг/дм ³	відсутній	відсутній	відсутній	відсутній	відсутній	відсутній
Нітрати, мг/дм ³	42,4	15,6	28,3	164,8	22,5	21,4
Нітроти, мг/дм ³	відсутній	0,06	відсутній	відсутній	0,02	0,09
Сульфати, мг/дм ³	4,6	4,8	5,2	18,4	5,9	6,2
Хлориди, мг/дм ³	21,6	14,5	26,4	46,5	18,6	21,8
Залізо, мг/дм ³	0,36	0,64	0,21	2,61	1,02	0,5

При порівнянні з держстандартами було відмічено, що відхиляються від норми мали такі показники: вміст фосфатів (норма 3,5 мг/дм³), нітратів (норма 45 мг/дм³) і заліза (норма 0,3 мг/дм³). Перевищення санітарно-гігієнічних норм і збільшення вмісту у колодязній воді фосфатів, нітратів та заліза призводить до зниження якості води і пригнічення росту корінців *Allium cepa* L.

Результати дослідження довжини корінців цибулі на воді колодязів району Масани наведено в табл. 2. Пригнічення росту коренів цибулі на воді колодязів порівняно з контролем є показником токсичності. Так, довжина корінців на воді колодязів, розташованих від

сміттєзвалища на 200 м та 700 м, становила відповідно 75% та 76% щодо контролю (табл. 2). Незважаючи на досить значну відстань колодязя від звалища (1200 м), вода в ньому також виявилась токсичною – довжина корінців тест-рослин становила 88% від контрольних (табл.2).

Таблиця 2

Довжина корінців цибулі при вирощуванні на колодязній воді району Масани

Варіант досліджу	Довжина корінців	
	см	% щодо контролю
Контроль	2,78±0,04	100
200 м від сміттєзвалища	2,08±0,10*	75*
700 м від сміттєзвалища	2,10±0,11*	76*
1200 м від сміттєзвалища	2,45±0,09*	88*

Примітка. Відмінності від контролю достовірні при $*p \leq 0,05$

Результати вивчення можливості зворотного впливу токсичних речовин колодязної води району Масани наведено в табл. 3. В усіх варіантах досліджу відмічено незначне покращення росту корінців цибулі, що свідчить про їх відновлення і про зворотний вплив токсичних речовин досліджуваної води. Так, довжина корінців на воді колодязів, розташованих від сміттєзвалища на 200 м, 700 м та 1200 м становила відповідно 78%, 81% та 87% щодо контролю (табл.3). Отже, найгірший ріст залишається на воді колодязю з відстані 200 м.

Таблиця 3

Довжина корінців цибулі при дослідженні зворотності впливу колодязної води району Масани

Варіант досліджу	Довжина корінців			
	На відстояній водопровідній воді		На досліджуваному субстраті	
	см	% щодо контролю	см	% щодо контролю
Контроль	3,9±0,02	100	3,9±0,02	100
200 м від сміттєзвалища	3,05±0,26*	78*	3,25±0,24*	83*
700 м від сміттєзвалища	3,15±0,17*	81*	3,6±0,03*	92*
1200 м від сміттєзвалища	3,4±0,09*	87*	3,5±0,25	90

Примітка: відмінності від контролю достовірні при $*p \leq 0,05$

Результати дослідження довжини корінців цибулі на воді колодязів села Старий Білоус наведено в табл. 4. Показником токсичності є пригнічення росту коренів цибулі, що відмічено для колодязної води вулиць 30 років Перемоги та Гастелло (табл. 4). Незважаючи на досить значну відстань колодязя по вулиці Гастелло від р. Білоус, зазначену високу токсичність води можна пояснити близьким розташуванням сільськогосподарських угідь, які активно обробляються людиною, автомобільної та залізничної дороги [11].

Результати дослідження оборотності впливу токсичних речовин колодязної води села Старий Білоус наведено в табл. 5. Так, в усіх варіантах досліджу відмічено покращення росту корінців цибулі, що свідчить про їх відновлення і про зворотний вплив токсичних речовин досліджуваної води. Але найгіршим ріст залишається на воді колодязю на вул. Гастелло.

Таблиця 4

Довжина корінців цибулі при вирощуванні на колодязній воді села Старий Білоус

Варіант досліджу	Довжина корінців	
	см	% щодо контролю
Контроль	2,20±0,17	100
200 м від р.Білоус (вул. 30 років Перемоги)	1,45±0,14*	66*
760 м від р.Білоус (вул. Гастелло)	1,25±0,08*	57*
820 м від р.Білоус (вул. Чапаса)	2,15±0,17	98

Примітка: відмінності від контролю достовірні при $*p \leq 0,05$

Довжина корінців цибулі при дослідженні оборотності впливу колодезної води села Старий Білоус

Варіант досліджу	Довжина корінців			
	На відстояній водопровідній воді		На досліджуваному субстраті	
	см	% щодо контролю	см	% щодо контролю
Контроль	3,2±0,10	100	3,2±0,10	100
200 м від р.Білоус (вул. 30 років Перемоги)	2,9±0,07*	91*	2,6±0,09*	81*
760 м від р.Білоус (вул. Гастелло)	2,4±0,09*	75*	2,1±0,05*	66*
820 м від р.Білоус (вул. Чапаєва)	3,2±0,12	100	3,1±0,12	100

Примітка: відмінності від контролю достовірні, * $p \leq 0,05$

Висновки

Отже, за результатами біотестування колодезна вода району сміттєзвалища Масани та села Старий Білоус порівняно з водопровідною водою має низьку якість. Колодезна вода містить значну кількість хімічних водорозчинних компонентів, вміст яких зростає при розташуванні колодезя, по-перше, біля сільськогосподарських угідь, доріг, а по-друге, біля річки Білоус, що зазнає антропогенного впливу.

1. *Гідроекологічна токсикометрія та біоіндикація забруднень: Теорія, методи, практика використання* / за ред. Олексія І. Т., Брагінського Л. П. – Львів : Світ, 1995. – 440 с.
2. *Горев Л. М. Гідрохімія України* / Л. М. Горев, В. І. Пелешенко, В. К. Хільчевський. – Київ : Вища школа, 1995. – 307 с.
3. *ГОСТ 2874-82. Вода питьевая. Гигиенические требования и контроль за качеством.* – М. : Издательство стандартов, 1984. – 7 с.
4. *ГОСТ 4192-82. Вода питьевая. Методы определения минеральных азотсодержащих веществ.* – М. : Издательство стандартов, 1984. – 6 с.
5. *ГОСТ 4011-72. Вода питьевая. Методы определения общего железа.* – М. : Издательство стандартов, 1984. – 6 с.
6. *ГОСТ 18826-73. Вода питьевая. Методы определения содержания нитратов.* – М. : Издательство стандартов, 1984. – 6 с.
7. *ГОСТ 4389-72. Вода питьевая. Методы определения содержания сульфатов.* – М. : Издательство стандартов, 1984. – 8 с.
8. *ГОСТ 4245-72. Вода питьевая. Методы определения содержания хлоридов.* – М.: Издательство стандартов, 1984. – 6 с.
9. *Лакин Г. Ф. Биометрия* / Г. Ф. Лакин. – М. : Высшая школа, 1973. – 343 с.
10. *Онищенко Г. Нечисті води криничні / Г. Онищенко, Л. Некрасова // Надзвичайна ситуація.* – 2006. – № 8. – С. 54–57.
11. *Романенко В. Д. Основы гидроэкологии* / В. Д. Романенко. – Київ : Генеза, 2004. – 664 с.
12. *Федорова А. И. Практикум по экологии и охране окружающей среды: учеб. пособие для студ. высш. учеб. завед.* / А. И. Федорова, А. Н. Никольская. – М. : Гуманитарный издательский центр ВЛАДОС, 2001. – 288 с.

Н.В.Ткачук, И.Г.Чучвага

Черниговский национальный педагогический университет им. Т.Г. Шевченко, Украина

ОЦЕНКА КАЧЕСТВА КОЛОДЕЗНОЙ ВОДЫ ОКРАИН г. ЧЕРНИГОВА ПО РОСТУ КОРНЕЙ *Allium cepa* L.

Исследовано качество колодезной воды антропогенно нагруженных окраин г. Чернигова по росту корней лука репчатого *Allium cepa* L. Показано низкое качество воды.

Ключевые слова: биотестирование, качество, колодезная вода, Allium cepa L.

N.B.Tkachuk, I.G.Chuchvaga

T.G. Shevchenko Chernihiv National Pedagogical University, Ukraine

THE ESTIMATION OF QUALITY OF WATER FROM WELL LOADED OUTSKIRTS OF CHERNIHIV BY GROWTH OF ROOTS OF *ALLIUM CEPA* L.

Quality of water from well of anthropogenic loaded outskirts of Chernihiv by growth of roots of *Allium cepa* L. is investigated. It is shown low quality of water.

Keywords: biotest, quality, water from well, Allium cepa L.

Рекомендує до друку

Надійшла 2.02.2011

Н.М. Дробик

УДК [574.64:594.32]

О. І. УВАЄВА, А. П. САРГАН

Житомирський державний університет ім. Івана Франка
вул. В. Бердичівська, 40, Житомир 10008, Україна

ВПЛИВ СИНТЕТИЧНИХ МИЮЧИХ ЗАСОБІВ НА ФІЛЬТРАЦІЙНУ ЗДАТНІСТЬ ПРІСНОВОДНИХ МОЛЮСКІВ

Здатність живородок очищати воду від завислих речовин може бути порушена під дією хімічних полутантсв – синтетичних миючих засобів. Детергенти інгібують фільтраційну роботу в першу чергу молодих і старих особин живородок.

Ключові слова: молюски, фільтрація, синтетичні миючі засоби, інгібуючий вплив

В природних водних екосистемах постійно відбуваються процеси, завдяки яким система підтримує якість води і відновлює її під час невеликих відхилень від нормального стану [4]. Самоочищення води – це комплекс процесів, що включає фізичні, хімічні та біологічні складові, включно і фільтрацію води гідробіонтами. Одними з найбільш активних фільтраторів є молюски. Вони відфільтровують з води значну кількість зависів, що містять вуглець, фосфор, азот, і осаджують їх у складі пелет на дно водойм. Таким чином прискорюється вертикальний транспорт цих важливих елементів через водні екосистеми.

Синтетичні миючі засоби (СМЗ) постійно і у великій кількості надходять у стічні води промислових підприємств і комунальних служб. Потрапляючи у природні водойми, вони утруднюють процеси біологічного окиснення органічних забруднень, у результаті чого для їх хімічної деструкції у значній кількості використовується розчинений у воді кисень. Синтетичні миючі засоби слід розглядати як потенційну загрозу очищувального потенціалу водних екосистем. Адже у літературі є відомості про інгібуючий вплив СМЗ на фільтраційний потенціал прісноводних та морських двостулкових молюсків [4, 5]. Вплив СМЗ на молюсків багатофакторний. З одного боку вони мають безпосередній токсичний вплив на молюсків у результаті дії на метаболізм клітин, а з іншого – опосередкований, через перебудову гідробіоценозів під їх впливом. Разом з тим прісноводні черевоні молюски у цьому напрямку майже не досліджені. Слід зазначити, що молюски роду *Viviparus* (Montfort, 1810) завдяки фільтраційному способу живлення мають важливе значення для очищення водойм.

Метою роботи було дослідити в експериментальних умовах, яким чином впливають СМЗ на фільтраційну активність *Viviparus contectus* (Millet, 1813) різного віку.

Матеріал і методи досліджень

Об'єктом дослідження були молюски *V. contectus* (живородка болотна), зібрані в р. Тня (с. Несолонь Житомирської обл.) у кількості 324 екз. Робота проводилася протягом 2009–2010 рр.

Показником віку особини слугувало число міток зимівлі, які розташовані на кришечці черепашки у вигляді рельєфних ліній.

Перед початком досліджень тварини протягом 14 діб проходили аклімацію до лабораторних умов за температури 18–20 °С. Тварин очищали від обростань і донних відкладів. Щоб запобігти хронічному впливу на піддослідних тварин їхніх власних екзометаболітів, в акваріумах щодоби змінювали воду.

Токсикологічні досліді поставлено за методикою В. А. Алексєєва [1]. Орієнтаційним дослідом (експозиція 2 доби) встановлено значення основних токсикологічних показників: найбільшу концентрацію, за якої всі тварини залишаються протягом експозиції живими, LC_0 та найменшу концентрацію, за якої всі тварини за час експозиції гинуть, LC_{100} . Значення LC_{50} отримували графічним методом [6].

У токсикологічних дослідях для затравлювання середовища використано синтетичні миючі засоби «Персіл автомат», «Лотос» та «Gala». Розчини токсикантів готували на дехлорованій відстоюванням (доба) воді з житомирської водогінної мережі. Токсичне середовище замінювали свіжим через 24 год. Контролем слугували живородки, котрі перебували у водопровідній дехлорованій воді.

Експериментальне дослідження фільтраційної активності моллюсків проводили за методикою А. Ф. Алімова [2] – за різницею концентрації зависів глини на початку і в кінці досліді, враховуючи небіологічне осадження глини. Зміни кількості завислих частинок у досліджуваних стаканах визначали за змінами оптичної густини води, яку виміряли фотометрично на КФК-3 при 550 нм (довжина оптичного шляху 50 мм). Тривалість дослідів 1 год. Всі досліді проводили у триразовій повторюваності.

Масу моллюсків вимірювали на електронних вагах лабораторних ТВЕ-0,3-0,01. Цифрові результати оброблено методами варіаційної статистики.

Результати досліджень та їх обговорення

Орієнтовним дослідом [1] встановлено значення основних токсикологічних показників для *V. contectus* (табл. 1), згідно яких з'ясовано зони токсичної активності досліджуваних поллютантів: СМЗ «Gala» – <0,1–100, СМЗ «Персіл автомат» – <1–1000, СМЗ «Лотос» – <1–1000 мг/дм³.

Згідно зі шкалою токсичності речовин для гідробіонтів [3] досліджені нами речовини, які в гострих дослідях викликають загибель 50% тварин, за ступенем токсичності віднесено до груп: 1. Сильнотоксичні речовини (1–10 мг/дм³). Сюди належить СМЗ «Gala». 2. Слаботоксичні речовини (вище 100 мг/дм³). До цієї групи відносяться СМЗ «Персіл автомат» і «Лотос».

Таблиця 1

Основні токсикологічні показники (мг/дм³) для *V. contectus*, підданого 48-годинній дії розчинів синтетичних миючих засобів

Синтетичні миючі засоби	LC_0	LC_{50}	LC_{100}
«Персіл автомат»	1,0	250	1000
«Лотос»	1,0	350	1000
«Gala»	0,1	1	100

За результатами проведених досліджень виявилось, що у затруєному середовищі фільтраційна активність *V. contectus* зменшується (табл. 2).

Таблиця 2

Вплив СМЗ на фільтраційну здатність (мл/год) 3-річних *V. contectus*

Токсикологічні показники	Синтетичні миючі засоби			Контроль
	«Персіл автомат»	«Лотос»	«Gala»	
LC_0	45,1	43,3	30,2	46,2–57,4
LC_{50}	11,0	16,5	17,0	
LC_{100}	4,2	3,6	1,4	

Так, якщо в контролі швидкість фільтрації становить 46,2–57,4 мл/год, то у розчинах СМЗ при LC_0 – 30,2–45,1 мл/год. За LC_{50} і LC_{100} фільтраційна активність у декілька разів знижується: збільшення концентрації СМЗ призводить до закономірного збільшення ступеня інгібування швидкості фільтрації. Відмінності між контролем і дослідом за впливу СМЗ на фільтрацію води живородками були статистично значимими.

Візуально нами відмічено уповільнення і зменшення утворення пелет (фекалій і псевдофекалій) у посудинах, у воді яких добавлено розчини СМЗ. В кінці експерименту у них кількість пелет була помітно менша, ніж у контролі.

Згідно наших і літературних даних [2] існує зв'язок між фільтраційною роботою молюсків та їх віком (розмірами): у процесі індивідуального розвитку живородок швидкість фільтрації води збільшується із збільшенням їх розмірів. Дослідження швидкості фільтрації різновікових груп молюсків, які перебували в отруєному середовищі, показали, що фільтраційна активність зменшується у живородок всіх вікових категорій порівняно з контролем (рисунок). Найбільш вразливими щодо негативного впливу середовища виявились молоді (1-річні) та старі (5–6-річні) особини. Відмічено статистично достовірні відмінності між швидкістю фільтрації живородок різного віку у контрольних посудинах і в затруєному середовищі ($p < 0,001$).

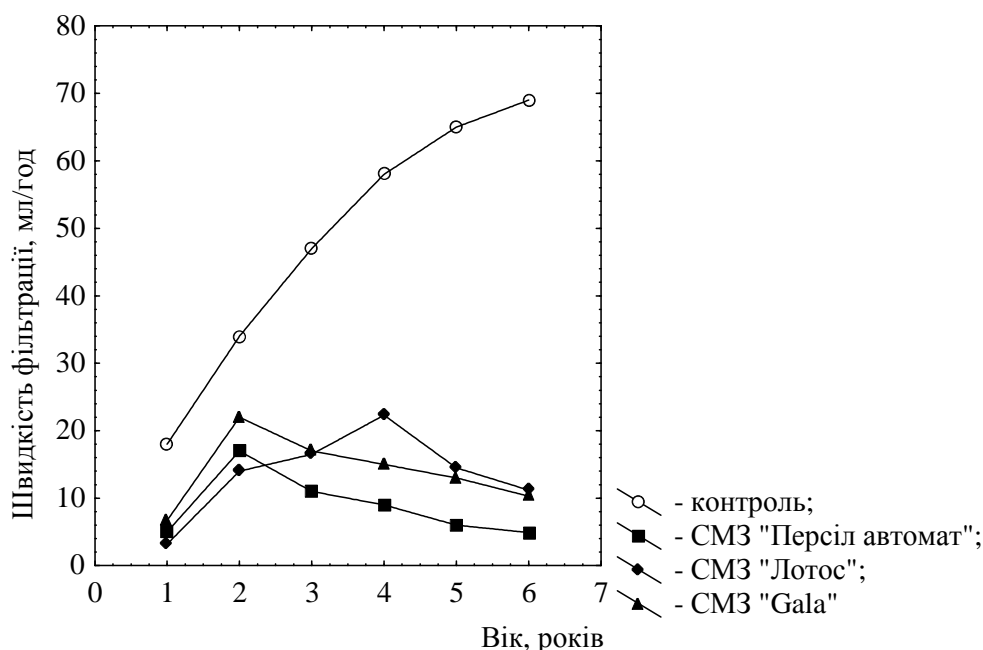


Рис. Фільтраційна робота живородки болотної різного віку за дії синтетичних миючих засобів (при LC_{50})

На основі одержаних результатів щодо впливу СМЗ на молюсків-фільтраторів в експериментах і проведеного аналізу можна передбачити, що в умовах дії сублетальних концентрацій поллютантів на прісноводних фільтраторів їх фільтраційна активність, вилучення ними з води завислих речовин і кількість пелет, що вони екскретують, знизиться, що призведе до зменшення накопичення маси пелет (і матеріалу суспензій), що осіли на дні експериментальної посудини або природної водойми порівняно з контролем (коли дія поллютанта відсутня). Небезпека такого пригнічення активності фільтраторів полягає у порушенні пелагіально-бентального зв'язку і відповідно призводить до зниження потоку речовин від пелагіалі до бенталі.

Висновки

Результати досліджень демонструють важливу роль СМЗ як потенційних забруднювачів водного середовища, які створюють небезпеку порушення фільтраційної активності молюсків, що може мати негативні наслідки для самоочисного потенціалу екосистем. Детергенти інгібують фільтраційну роботу насамперед молодих і старих особин живородок.

1. Алексеев В. А. Основные принципы сравнительно-токсикологического эксперимента / В. А. Алексеев // Гидробиологический журнал. – 1981. – Т. 17, № 3. – С. 92–100.
2. Алимов А. Ф. Функциональная экология пресноводных двустворчатых моллюсков / А. Ф. Алимов. – Л. : Наука, 1981. – 248 с.
3. Метелев В. В. Водная токсикология / В. В. Метелев, А. И. Канаев, Н. Г. Дзасохова. – М. : Колос, 1971. – 247 с.
4. Остроумов С. А. Биологические эффекты при воздействии поверхностно-активных веществ на организмы / С. А. Остроумов. – М. : МАКС-Пресс, 2001. – 334 с.
5. Остроумов С. А. Влияние синтетических поверхностно-активных веществ на гидробиологические механизмы самоочищения водной среды / С. А. Остроумов // Водные ресурсы. – 2004. – Т. 31, № 5. – С. 546–555.
6. Прозоровский В. Б. О выборе метода построения кривой летальности и определения средней летальной дозы / В. Б. Прозоровский // Журнал общей биологии. – 1960. – Т. 21, № 3. – С. 221–228.

Е. И. Уваева, А. П. Сарган

Житомирский государственный университет им. Ивана Франко, Украина

ВЛИЯНИЕ СИНТЕТИЧЕСКИХ МОЮЩИХ СРЕДСТВ НА ФИЛЬТРАЦИОННУЮ РАБОТУ ПРЕСНОВОДНЫХ МОЛЛЮСКОВ

Способность живородок очищать воду от зависших веществ может быть нарушена под действием химических поллютантов – синтетических моющих средств. Дeterгенты ингибируют фильтрационную работу в первую очередь молодых и старых особей живородок.

Ключевые слова: моллюски, фильтрация, синтетические моющие средства, ингибирующее действие

O. I. Uvaeva, A. P. Sargan

Zhitomir State University, Ukraine

THE INFLUENCE OF DETERGENTS ON FILTERING WORK OF FRESHWATER MOLLUSCS

Ability of *V. Viviparus* to water purification from suspension can be broken under the action of chemical pollutants – detergents. Detergents inhibited filtering work above all things of young and old individuals of *Viviparus*.

Keywords: molluscs, filtration, detergents, inhibition of action

Рекомендує до друку

Надійшла 15.02.2011

В.З. Курант

УДК 582.34.581.143

Я.Д. ХОРКАВЦІВ, О.В. ЛОБАЧЕВСЬКА

Інститут екології Карпат НАН України

вул. Козельницька, 4, Львів 76026

ОСОБЛИВОСТІ ГЕНЕРАТИВНОГО РОЗМНОЖЕННЯ ДОМІНАНТНОГО ВИДУ *BARBULA UNGUICULATA* HEDW. НА ВІДВАЛАХ СІРЧАНОГО ВИДОБУТКУ

Встановлені особливості репродуктивної біології домінантного виду-колоніста *Barbula unguiculata* Hedw. на території відвалу видобування сірки залежно від сезонних змін і експозиції місця зростання. Фенологічні дослідження проведені в серпні-жовтні на північному і південному схилах відвалу. Визначено співвідношення статей, статева продуктивність репродуктивних стадій, обумовлених екологічними умовами девастированої території.

Отримані дані є критерієм для визначення особливостей репродуктивного розмноження моху на антропогенно трансформованих субстратах і життєвої стратегії при заселенні нових місць зростання.

Ключові слова: фенологія, гаметофори, статеві органи, мохи

Двodomний космополітний вид *Barbula unguiculata* Hedw. є компонентом урбанізованих екосистем, поширення якого ценотично пов'язане з піонерними угрупованнями початкових стадій сукцесій заростання порушених ґрунтів. У класифікації життєвих стратегій вид належить до групи колоністів: рясно спороносить й розмножується вегетативно, водночас має низьку конкурентну здатність, але швидко захоплює нові порушені субстрати. На відміну від вегетативного розмноження [1], генеративна біологія *B. unguiculata* майже не вивчена.

Завданням дослідження було визначити особливості сезонних змін і пластичності статевого розвитку двodomного виду *B. unguiculata*, які він реалізує залежно від умов нових місцевиростань.

Матеріал і методи досліджень

Зразки *Barbula unguiculata* збирали у серпні–жовтні на північному і південному схилах відвалу № 1 Яворівського ДХП “Сірка” у трьох експозиціях – в основі, середній частині і на вершині схилу. З кожного місця у 3-х дернинках розміром ~3х3 см визначали співвідношення жіночих, чоловічих і стерильних рослин. У 30–50 рандомічно відібраних фертильних рослинах підраховували кількість статевих органів та аналізували репродуктивні стадії розвитку гаметангіїв (андроцеїв і гінецеїв). Кількість статевих органів та стадії їх дозрівання визначали згідно із загальноприйнятими методиками [2, 3].

Результати досліджень та їх обговорення

Порівняльні результати аналізу статеві структури дернинок *B. unguiculata* із північного і південного схилів у серпні та жовтні наведено на рис. 1. Якщо у серпні фертильних рослин було більше на південному схилі, то у жовтні, кількість жіночих рослин зменшилася на обох схилах, а чоловічих – лише на південному (рис. 1).

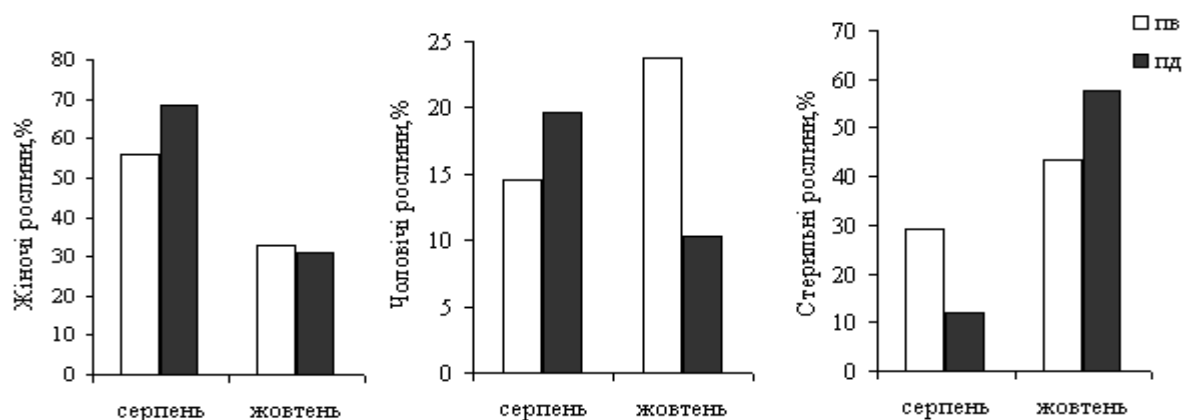


Рис. 1. Співвідношення чоловічих, жіночих і стерильних рослин у дернинках *Barbula unguiculata* на північному та південному схилах

В окремих дернинках *B. unguiculata* у різних місцевиростаннях північного і південного схилів визначено співвідношення статей (табл. 1).

У розвитку жіночих статевих органів від серпня до жовтня спостерігався незначний спад. Загальне співвідношення жіночих і чоловічих статей порівняно з серпнем змінилося з 4:1 до 2:1. У результаті запліднення архегоніїв зросла кількість рослин із спорогонами. Отже, у жовтні зменшилася кількість жіночих рослин та їх співвідношення щодо чоловічих. Порівняно з літніми місяцями кількість спорогонів зросла з 22,6% до 27,3%.

Таблиця 1

Оцінка репродуктивності *Barbula unguiculata* на північному і південному схилах відвалу у жовтні, *n* – кількість проаналізованих гаметофорів

Місце виростання	Кількість гаметофо-рів, шт.	К-сть ♀ рослин, <i>n</i> , %	К-сть ♂ рослин, <i>n</i> , %	Стерильні гаметофори, <i>n</i> , %	К-сть спорого-нів, <i>n</i> , %
Північний схил:					
основа	116	26 ; 22,5	6 ; 13,8	74 ; 63,7	10 ; 8,6
середина	135	51 ; 37,8	50 ; 37,0	34 ; 25,2	39 ; 28,9
вершина	90	35 ; 38,8	15 ; 16,6	40 ; 44,6	30 ; 33,3
Південний схил:					
основа	101	24 ; 23,8	12 ; 11,8	65 ; 64,4	18 ; 17,8
середина	90	31 ; 34,4	4 ; 4,4	55 ; 61,2	29 ; 32,2
вершина	62	24 ; 38,7	10 ; 16, 1	28 ; 45,2	21 ; 33,8

Відзначено значну мінливість стерильності у дернинках *B. unguiculata*: від зниження влітку до зростання в осінній період (табл. 1). У жовтні, наприклад, стерильних рослин у дернинках *B. unguiculata* було 25% у середній частині схилу і понад 60% в основі як північного, так і південного схилів відвалу. Ймовірно, кількість стерильних рослин у жовтні зросла унаслідок молодого підросту гаметофорів та інновацій і/або завдяки змін мікрокліматичних умов у моховій дернині, наприклад, зниження температури та підвищення вологості.

Між кількістю запліднених архегоніїв в осінній період і утворенням спорогонів встановлена пряма кореляція. У жовтні рясно утворилися молоді спорогони із зеленими спорами. Умови всередині дернинки, завдяки високій близькості (0,2 мм) жіночих і чоловічих гаметангіїв у більшості дернин та чисельним парафізам у гаметангіях, сприяли заплідненню архегоніїв.

Аналіз стадій дозрівання архегоніїв та антеридіїв *B. unguiculata* у жовтні наведено у таблиці 2. Більшість фертильних рослин знаходилися на матурній стадії розвитку (52% на південному схилі і 86% на північному). На підставі результатів обстеження мохової дернини, перерахунку гаметофорів із сформованими андроцеєм і гінецеєм та аналізу стадій розвитку статевих органів показано, що на південному схилі значно більше гаметофорів з архегоніями і антеридіями на ювенільній та іматурній стадіях, ніж з північного (табл. 2). Ступінь варіабельності стадій розвитку статевих органів був високим на обох експозиціях відвалу. Отже, у жовтні, порівняно з літніми місяцями, тривав процес ініціації та формування нових статевих органів *B. unguiculata*.

Таблиця 2

Репродуктивна фенологія статевих рослин *Barbula unguiculata* залежно від експозиції схилу у жовтні, *n* – кількість проаналізованих гаметофорів

Схил відвалу	Загальна к-сть гаметофорів	Фертильні гаметофори, <i>n</i> , %	Стадії розвитку		
			Ювенільна	Іматурна	Матурна
	Гаметофори з архегоніями, %				
Північний	341	112 ; 32,8	5,4	9,8	84,8
південний	253	79 ; 31,2	17,7	30,3	52,0
	Гаметофори з антеридіями, %				
Північний	341	71 ; 20,8	7,5	6,2	86,3
південний	253	26 ; 10,3	23,0	11,6	65,4

Установлено особливості статевої продуктивності чоловічих і жіночих гаметангіїв *B. unguiculata* (табл. 3). Завершальною стадією розвитку статевих органів було утворення спорогонів, яких у жовтні було більше на південному схилі.

Таблиця 3

Оцінка статевої продуктивності гаметофорів *B. unguiculata* (жовтень)

Експозиція схилу	Фертильні гаметофори	Кількість ♀, шт.	Кількість ♂, шт.	Кількість архегоніїв в 1 гінецеї, шт.	Кількість антеридіїв в 1 андроцеї шт.	Кількість спорогоніїв, %
Північна	193	365	967	3,3±0,2	11,9±0,6	23,6
Південна	105	199	194	2,5±0,1	7,5±0,1	27,9

Бріофіти є піонерами заростання порушених субстратів з ознаками експлерентів і оцінка їх репродуктивного потенціалу розглядається як обов'язкова умова моніторингу сукцесійних процесів в умовах трансформованого середовища. *B. unguiculata* екологічно пластичний вид, трапляється на субстратах різноманітного походження або навіть кристалічних породах печер [4]. Тривалість гаметогенезу впродовж року є досить мінливою, тоді як початкові стадії розвитку спорофіту і мейоз, переважно, приурочені до осінньо-весняного періодів з підвищеною вологістю і, частіше, вже першого року життя. Результати проведених досліджень розвитку *B. unguiculata* протягом літа–осені свідчать про високу мінливість стадій дозрівання статевих органів та співвідношення фертильних рослин. Як у літні місяці, так і восени ювенільні стадії траплялися рідко, в гаметангіях переважали матурні архегонії та антеридії, змінювалася статеві пропорції. Фенологія репродуктивних органів різних видів мохоподібних досліджується багатьма дослідниками [2, 5]. Знання репродуктивної біології мохів, які поселяються на техногенних порушених субстратах має й практичне значення. Зокрема, можна зробити низку припущень про здатність окремих видів до розселення, ефективність потоку генів для внутрішньовидової мінливості мохів та особливості формування рослинних угруповань.

З огляду літератури важливими і пізнавальними є експериментальні дослідження статевого диморфізму мохів [5]. Установлено, що всі спорангії дводомного виду *Ceratodon purpureus* (Hedw.) Brid. утворювали жіночі і чоловічі спори, при тому хромосомна статеві детермінація відповідала співвідношенню 1:1. За відсутності стресових факторів це співвідношення можна екстраполювати на природну популяцію одностатевих видів. Однак, дослідження співвідношення статей у гаметофітній популяції мохів помірних кліматичних умов не завжди відповідає 1:1 [2]. У природній популяції *C. purpureus* збільшувалася кількість чоловічих рослин, хоча експериментальні дослідження свідчили про незначні відхилення у співвідношенні статей – 1:1, однак індивідуальні гаметофори виявляли різні пропорції [6]. З огляду на це, автори допускають, що рівнозначний відсоток статей є оптимальним і, очевидно, у природі роль селекції якраз полягає у підтриманні пропорційної рівноваги між жіночими і чоловічими особинами у популяції.

Показано також, що спори мохів проростають неодноразово, а надалі гаметофори з окремої пророслої спори дводомних видів утворюють жіночі і чоловічі гаметангії у співвідношенні 3:2 [5]. Детермінація статей частіше зумовлена процесами мейозу, ніж сингамії, і вже на стадії проростання спор розпочинається їх диференціація.

Висновки

На зміщення у співвідношенні статей у мохів впливають події, які відбуваються під час або після мейозу, і/або під час проростання спор. Жіночі рослини, як правило, переважають над чоловічими, хоча гаметофори, які не утворюють жодних гаметангіїв, трапляються у багатьох популяціях. Інколи стерильних рослин або й дернин більше, аніж фертильних. Тому в багатьох випадках не встановлено, чи фенотипне співвідношення статей, яке є проявом їх сексуальності у природі, точно відображає ті процеси, що визначають співвідношення жіночих і чоловічих рослин у популяції [6]. Наші спостереження впродовж лише трьох місяців підтверджують статеву гетерогенність природної популяції *B. unguiculata*. Це й високий відсоток

нерепродуктивних гаметофорів, і зростання кількості жіночих статевих органів порівняно з чоловічими і залежність розвитку антеридіїв і архегоніїв від сезонних кліматичних змін. Лише на підставі детальних досліджень особливостей генеративного розмноження мохів з різною життєвою стратегією можна буде з'ясувати механізми контролю співвідношення статей і визначити життєву стратегію репродукції окремих видів бріофітів.

1. Хоркавців Я. Д. Ризоїдальні бульбочки моху *Barbula unguiculata* Hedw. (Pottiaceae) / Я. Д. Хоркавців, К. О. Улична // Укр. ботан. журн. – 1995. – № 3. – С. 399–404.
2. Longton R. E. Sexual reproduction in bryophytes in relation to physical factors of the environment / R. E. Longton // Bryophyte development physiology and biochemistry [eds. R.N. Chopra, S.C. Bhatla]. – Boca Raton (Florida, USA) : CGC Press, 1990. – P. 139–166.
3. Лобачевська О. Репродуктивна фенологія моху *Orthotrichum obtusifolium* Brid. / О. Лобачевська // Вісник Львів. ун-ту. Серія біологічна. – 2004. – Вип. 36. – С. 215–219.
4. Glime G. M. Bryophyte ecology (2006) / G. M. Glime // [Електронний ресурс]. Режим доступу до видання : <http://www.bryoecol.mtu.edu>.
5. Shaw J. A. Control of sex ratios in haploid populations of the moss, *Ceratodon purpureus* / J. A. Shaw, J. F. Gaughan // Am. J. Bot. – 1993. – Vol. 80, № 5. – P. 584–591.
6. Shaw J. A. Life-history variation in gametophyte populations of the moss *Ceratodon purpureus* (Ditrichaceae) / J. A. Shaw, S. C. Beer // Am. J. Bot. – 1999. – Vol. 86. – P. 512–521.

Робота виконана за фінансової підтримки Українського науково-технологічного центру (проект № 5032).

Я.Д. Хоркавців, О.В. Лобачевская

Институт экологии Карпат НАН Украины, Львов

ОСОБЕННОСТИ ГЕНЕРАТИВНОГО РАЗМНОЖЕНИЯ ДОМИНАНТНОГО ВИДА *BARBULA UNGUICULATA* HEDW. НА ОТВАЛАХ ДОБЫЧИ СЕРЫ

Установлены особенности репродуктивной биологии доминантного вида-колониста *Barbula unguiculata* Hedw. на территории отвала добычи серы в зависимости от сезонных изменений и экспозиции мест произрастания. Фенологические исследования проведены в августе-октябре на северном и южном склонах отвала. Определены соотношения полов, половой продуктивности и репродуктивных стадий, обусловленных экологическими условиями девастированной территории. Полученные данные являются критерием для определения особенностей репродуктивного размножения мха на антропогенно трансформированных субстратах и жизненной стратегии при заселении новых мест произрастания.

Ключевые слова: фенология, гаметофоры, половые органы, мхи

Ya.D. Khorkavtsiv, O.V. Lobachevska

Institute of Ecology of the Carpathians of National Academy of Science of Ukraine, Lviv

THE PECULIARITIES OF REPRODUCTIVE BIOLOGY OF DOMINANTS MOSS *BARBULA UNGUICULATA* HEDW. ON THE DUMP OF SULPHUR DEPOSITS

The peculiarities of reproductive biology of dominant colonial species *Barbula unguiculata* depending on seasonal changes and light exposition were established on the territory of sulphur deposition. Phenological investigations have been realising since August till October on the north and south slopes of the dump. The changes of sex ratio, sexual productivity and reproductive stages depending on ecological conditions on the devastated territory were determined. Obtained data could serve as criteria for determining of the peculiarities of sexual reproduction on anthropogenical transformed territories and the life strategy of settling of new sites.

Keywords: phenology, gametophytes, sex organs, mosses

Рекомендує до друку

Надійшла 20.02.2011

М.М. Барна

УДК 631.467+631.438

В.Л. ШЕВЧЕНКО, О.В. ЛУКАШ

Чернігівський національний педагогічний університет імені Т.Г.Шевченка
вул. Гетьмана Полуботка, 53, Чернігів 14013, Україна

СТРУКТУРНО-ФУНКЦІОНАЛЬНА ДИФЕРЕНЦІАЦІЯ ФАУНИ ГРУНТОВИХ НЕМАТОД РАДІОАКТИВНО ЗАБРУДНЕНИХ БЕРЕЗОВО-СОСНОВИХ ЛІСІВ

Вивчали структуру фауни ґрунтових нематод в екосистемах березово-соснових лісів Семенівського району (Чернігівська область). Зареєстровано 39 видів нематод, які належать до 7 родів і 29 родин. Найбагаточисельнішими є представники роду *Serphalobidae*. З п'яти трофічних груп переважають бактеріофаги. Вплив радіоактивного забруднення на структуру фауни ґрунтових нематод березово-соснових лісів не виявлений.

Ключові слова: ґрунтові нематоди, екотрофічні групи, березово-соснові ліси, радіаційне забруднення

Вивчення адаптації та толерантності ґрунтової фауни до дії різних забруднюючих речовин дозволяє не тільки широко використовувати різні види ґрунтових організмів у біоіндикації, але й проводити діагностику впливу забруднюючих речовин на динаміку ґрунтових екосистем [1, 3]. У біоіндикації та екотоксикології ґрунтів найчастіше оцінюють структуру населення, таксономічну різноманітність та стан популяцій великих ґрунтових безхребетних. Достатньо уваги приділяють мешканцям ґрунтових порожнин і пор (панцирні кліщі, енхітреїди, колемболи). Останнім часом проводяться дослідження ґрунтових нематод в умовах забруднення та деградації середовища існування [4, 5, 7]. Проте вивчення фауни ґрунтових нематод у екосистемах, що зазнали радіоактивного забруднення, не проводилося.

Метою дослідження було визначення структури фауни ґрунтових нематод у екосистемах березово-соснових лісів, що зазнали радіоактивного забруднення.

Матеріал і методи досліджень

Матеріали були зібрані у серпні та грудні 2009 р. на території Семенівського району (Чернігівська обл.), що зазнав радіоактивного забруднення під час аварії на ЧАЕС. Так, лише радіоцезієм забруднено 7,97 тис. га (25%) лісів Семенівського держлісгоспу [2].

Було досліджено три ділянки площею 400 м² кожна: в урочищі Кривуша, Блешнянському та Орликівському лісництвах. На досліджуваних ділянках виконані геоботанічні описи та відібрані зразки ґрунту. Ґрунт на глибину до 15 см відбирали в десятикратній повторності, ретельно перемішували та формували середні зразки (200 г). Визначення вмісту ¹³⁷Cs та ⁹⁰Sr у ґрунтових і рослинних зразках здійснене у спеціалізованій лабораторії з використанням спектрометричного та радіохімічного методів.

Виділення нематод з наважок ґрунту (20 г) проводили в лабораторних умовах ліковим методом Бермана при експозиції 48 год., після чого нематод фіксували ТАФом. Виготовлення мікропрепаратів та визначення здійснювали за загальноприйнятою методикою. Перерахунок чисельності здійснювали на 100 г ґрунту.

Для характеристики фауни ґрунтових нематод використовували такі показники: видове різноманіття угруповання; таксономічне різноманіття; еко-трофічне групування нематод.

Результати досліджень та їх обговорення

За еколого-флористичною класифікацією описані березово-соснові ліси досліджуваних екосистем належать до асоціації *Peucedano-Pinetum* W.Mat. (1962) 1973, союзу *Dicrano-Pinion* Libbert 1933, порядку *Cladonio-Vaccinietalia* Kielland-Lund 1967, класу *Vaccinio-Piceetea* Br.-Bl. 1939. Наводимо їх геоботанічну характеристику, радіологічні дані та кількісні показники нематодофауни.

Ділянка 1 (Блешнянське лісництво). Березово-сосновий ліс чорницевий (*Betuleto-Pinetum myrtillosum*). Деревостан утворюють *Pinus sylvestris* та *Betula pendula* I – III бонітету висотою

20–22 м у віці 50–70 років та зімкненістю крон 0,6–0,7. Підлісок звичайно не виражений, відмічені поодинокі *Euonymus verrucosa*, *Frangula alnus*, *Chamaecytisus ruthenicus*, на антропогенно змінених ділянках – *Sambucus racemosa* та *Rubus idaeus*. У чагарниковому ярусі домінує *Vaccinium myrtillus* (60%), співдомінує – *Calluna vulgaris* (15%). Трав'яний ярус негустий (10–20%), нараховує 19 видів. Його основу складають лісові бореальні та псамофітні види. Чіткого домінування певного виду не спостерігається. З покриттям 2 – 5% трапляються *Agrostis tenuis*, *Koeleria glauca*, *Convallaria majalis*. Поодинокі зростають *Peucedanum oreoselinum*, *Dryopteris cartusiana*, *Pyrola rotundifolia*, *Orthilia secunda*, *Chimaphila umbellata*, інші види. Вміст у ґрунті ^{137}Cs – 326 Бк/кг; ^{90}Sr – 440 Бк/кг. Коефіцієнт накопичення рослинами: ^{137}Cs коливається у межах 0,5–1,2, ^{90}Sr має діапазон 0,9–5,6. Кількість видів ґрунтових нематод – 20, загальна чисельність – 892 особини/100 г ґрунту.

Ділянка 2 (Орликівське лісництво). Березово-сосновий ліс крушиново-зеленомоховий (*Betuleto-Pinetum franguloso-hylocomiosum*). Деревостан віком 40–50 років має зімкненість крон 0,5 – 0,6 та II – III бонітет. Чагарниковий ярус (0,4–0,6) створює *Frangula alnus* з участю *Sambucus racemosa*, та *Rubus idaeus*. У трав'яному ярусі виявлено 11 видів, які трапляються поодинокі, лише покриття *Convallaria majalis* становить 3%. Трапляються поодинокі екземпляри *Vaccinium myrtillus*. Покриття мохового ярусу в угрупованні *Betuleto-Pinetum franguloso-hylocomiosum* 80%. В ньому домінує *Pleurozium schreberi*, трапляються куртини *Ptilium crista castrensis*, *Dicranum rugosum*, *Polytrichum juniperinum*, *P. commune*. Вміст у ґрунті ^{137}Cs – 206 Бк/кг; ^{90}Sr – 480 Бк/кг. Коефіцієнт накопичення рослинами: ^{137}Cs коливається у межах 0,6–1,7, ^{90}Sr має діапазон 0,5–1,2. Кількість видів ґрунтових нематод – 22, загальна чисельність – 772 особини/100 г ґрунту.

Ділянка 3 (урочище Кривуша). Березово-сосновий ліс злаково-зеленомоховий (*Betuleto-Pinetum graminoso-hylocomiosum*) відрізняється меншою зімкненістю крон дерев (0,3–0,4) і досить високим проективним покриттям травостою (до 50%). У деревостані домінують *Betula pendula*, *Pinus sylvestris* заввишки 16–18 м, місцями є домішка *Quercus robur*. Підлісок, як правило, не виявлений, є окремі екземпляри *Frangula alnus*, *Euonymus verrucosa*, *E. europea*. *Vaccinium myrtillus* має проективне покриття 5%. У травостої не спостерігається чіткого домінування злаків: з покриттям 10–15% трапляються *Calamagrostis epigeios*, *Agrostis tenuis*, *Anthoxanthum odoratum*, *Elytrigia repens*, *Molinia caerulea*. Покриття 2–3 % мають *Hieracium umbellatum*, *Mycelis muralis*, *Pteridium aquilinum*, бореальні види (*Peucedanum oreoselinum*, *Carex ericetorum*), а також види широкої екології та деякі неморальні види (*Betonica officinalis*, *Millium effusum*, *Veronica chamaedris*) та інші. Загальна кількість видів у трав'яному ярусі становить 31. Покриття мохового ярусу – 40%, домінує *Pleurozium schreberi*, трапляються *Dicranum rugosum*, *Polytrichum juniperinum* та *P. commune*. Вміст у ґрунті ^{137}Cs – 112 Бк/кг; ^{90}Sr – 44 Бк/кг. Коефіцієнт накопичення рослинами: ^{137}Cs коливається у межах 0,6–0,9, ^{90}Sr має діапазон 0,5–0,8. Кількість видів ґрунтових нематод – 31, загальна чисельність – 1124 особини/100 г ґрунту.

Ділянки 1, 2 знаходяться на територіях, які зазнали радіоактивного забруднення. Ділянка 3 не віднесена до категорії радіоактивно забруднених, що підтверджують результати радіологічного аналізу.

Нематодофауна обстежених екосистем представлена 39 видами. В екосистемах 1 і 2 кількість видів близька, в екосистемі 3 видове різноманіття більше (табл. 1). Загальна чисельність нематод в ґрунті коливається від 772 до 1120 особин/100 г і становить в середньому 929 особини/100 г. Можна припустити, що вищі кількісні показники фауни ґрунтових нематод в екосистемі 3 пов'язані з кращими умовами: високе проективне покриття травостою (до 50 %) та мохового ярусу – 40% впливає на утворення потужної підстилки, яка, в свою чергу, забезпечує більш стабільну температуру, вищу вологість, запаси джерел живлення. Таким чином, створюються сприятливі гідротермічний та харчовий режими для фітонематод.

Видове різноманіття фітонематод березово-соснових лісів формується за рахунок представників семи рядів (табл. 1): Rhabditida (13); Tylenchida (9); Dorylaimida (8); Araeolaimida (5); Mononchida (2); Ecnopliida (1); Monhysterida (1).

Таксономічне різноманіття ґрунтових нематод березово-соснових лісів

Ряд	Рід	Кількість видів			
		Загальна	У екосистемах		
			1	2	3
Araeolaimida	<i>Plectus</i>	2	1	1	2
	<i>Tylocephalus</i>	1	-	-	1
	<i>Wilsonema</i>	1	1	1	1
	<i>Anaplectus</i>	1	1	-	-
Rhabditida	<i>Teratocephalus</i>	1	-	-	1
	<i>Cephalobus</i>	1	1	1	1
	<i>Eucephalobus</i>	2	1	1	1
	<i>Acrobeloides</i>	1	1	1	1
	<i>Acrobeles</i>	1	1	1	-
	<i>Cervidellus</i>	1	-	1	1
	<i>Chiloplacus</i>	1	1	-	1
	<i>Panagrolaimus</i>	1	1	1	1
	<i>Mesorhabditis</i>	1	-	1	1
	<i>Rhabditis</i>	3	1	1	2
Tylenchida	<i>Aphelenchoides</i>	2	1	1	2
	<i>Aglenchus</i>	1	1	1	1
	<i>Filenchus</i>	1	-	1	-
	<i>Tylenchus</i>	3	1	1	1
	<i>Ditylenchus</i>	1	-	-	1
	<i>Tylenchorhynchus</i>	1	1	1	1
Mononchida	<i>Clarcus</i>	1	-	1	-
	<i>Mononchus</i>	1	1	-	1
Dorylaimida	<i>Dorylaimus</i>	2	2	1	2
	<i>Mesodorylaimus</i>	1	1	1	1
	<i>Eudorylaimus</i>	3	1	2	2
	<i>Tylencholaimus</i>	1	-	-	1
	<i>Diphtherophora</i>	1	-	1	1
Enoplida	<i>Prismatolaimus</i>	1	1	1	1
Monhysterida	<i>Monchystera</i>	1	-	-	1
Разом		39	20	22	31

Розташування рядів за чисельністю представників дещо інше. Типовими в зразках ґрунту всіх обстежених екосистем є Rhabditida та Araeolaimida. Частка участі представників даних рядів у загальній чисельності становить в середньому відповідно 35% та 30%. Домінування цих рядів у пробах ґрунту всіх екосистем формується за рахунок двох родин Cephalobidae та Plectidae. Переважання цефалобід при незначній кількості фітогельмінтів (частка участі Tylenchida – 5%) указує на стабільність умов існування в екосистемі [6].

Важливим показником, який характеризує середовище існування нематод є співвідношення еко-трофічних груп в їхніх угрупованнях. Виділили п'ять еко-трофічних груп: бактеріофаги (22 види) – Б, мікогельмінти (7 видів) – МГ, поліфаги (6 видів) – П, фітогельмінти (2 види) – ФГ та хижаки (2 види) – Х (табл. 2).

Таблиця 2

Співвідношення еко-трофічних груп ґрунтових нематод березово-соснових лісів (%)

Екосистеми	Екотрофічні групи				
	Б	П	МГ	ФГ	Х
Березово-сосновий ліс чорницевий (1)	64,7	19,6	15,5	0,2	
Березово-сосновий ліс крушиново-зеленомоховий (2)	64,1	22,5	12,2	0,9	0,3
Березово-сосновий ліс злаково-зеленомоховий (3)	66,3	19,7	11,8	0,2	2
Разом	64,9	20,8	13,0	0,3	1,0

Домінуючою групою є бактеріофаги 64,9%, другою за чисельністю групою є поліфаги 20,8%. Мікогельмінти становлять 13%, хижаки 1,0% та фітогельмінти 0,3% від загальної чисельності нематод.

Це дає підстави вважати, що в березово-соснових лісах основною групою, яка здійснює трансформацію органічної речовини є бактерії.

Висновки

У ґрунті березово-соснових лісів виявлено 39 видів нематод, які належать до 7 рядів та 29 родів. Найбільш представленими є ряд Rhabditida, родина Cephalobidae, що свідчить про стабільність умов існування у досліджуваних екосистемах березово-соснових лісів.

Переважає екотрофічна група бактеріофагів, частка участі яких у загальній чисельності коливається від 64,1% до 66,3%, вказує на бактеріальний шлях розкладання органічної речовини.

В цілому таксономічне багатство та еко-трофічне різноманіття фауни ґрунтових нематод радіоактивно забруднених лісів у першу чергу залежить від видового різноманіття фітокомпоненти лісових екосистем. Впливу рівня радіоактивного забруднення на структуру фауни ґрунтових нематод березово-соснових лісів не виявлено.

1. Безель В. С. Популяционная экотоксикология / В. С. Безель, В. Н. Большаков, Е. Л. Воробейчик. – М. : Наука. – 1994. – 81 с.
2. Доповідь про стан навколишнього природного середовища в Чернігівській області за 2007 рік / Держуправління екології та природних ресурсів у Чернігівській обл. – Чернігів, 2008. – С. 35.
3. Криволицкий Д. А. Почвенная фауна в экотоксикологическом контроле / Д. А. Криволицкий – М. : Наука, 1994. – 272 с.
4. Груздева Л. И. Изменения в комплексах почвенных нематод под влиянием удобрений / Л. И. Груздева, Е. М. Матвеева, Т. Е. Коваленко // Почвоведение – 2007. – № 6. – С. 750–768.
5. Козловський М. П. Фітонематоди наземних екосистем Карпатського регіону / М. П. Козловський – Львів, 2009. – 316 с.
6. Соловьева Г. И. Экология почвенных нематод / Г. И. Соловьева – Л. : Наука, 1986. – 247 с.
7. Wasilewska L. Soil invertebrates as bioindicators, with special reference to soil-inhabiting nematodes / L. Wasilewska // Russian J. Nematology. – 1997. – Vol. 5. – P. 113–126.

Робота виконана за підтримки Державного фонду фундаментальних досліджень

В.Л. Шевченко, А.В. Лукаш

Черниговский национальный педагогический университет им. Т.Г. Шевченко, Украина

СТРУКТУРНО-ФУНКЦИОНАЛЬНАЯ ДИФФЕРЕНЦИАЦИЯ ФАУНЫ ПОЧВЕННЫХ НЕМАТОД РАДИОАКТИВНО ЗАГРЯЗНЕННЫХ БЕРЕЗОВО-СОСНОВЫХ ЛЕСОВ

Изучали структуру фауны почвенных нематод в экосистемах березово-сосновых лесов Семеновского района (Черниговская область). Зарегистрировано 39 видов нематод, которые принадлежат к 7 отрядам и 29 родам. Наиболее многочисленными являются представители семейства Cephalobidae. Из пяти эко-трофических групп преобладают бактериофаги. Влияние радиоактивного загрязнения на структуру фауны почвенных нематод березово-сосновых лесов не выявлено.

Ключевые слова: почвенные нематоды, эко-трофические группы, березово-сосновые леса, радиационное загрязнение

V.L. Shevchenko, O.V. Lukash

T.G. Schevchenko Chernigiv State National Pedagogical University, Ukraine

STRUCTURE-FUNCTIONAL DIFFERENTIATION FAUNA OF SOIL NEMATODES ON THE BIRCH-PINE FORESTS WITH RADIOACTIVE POLLUTION

The structure of the fauna soil nematodes in ecosystems of birch-pine forests have been studied in the Semenivka of Chernigiv region. 39 species of nematodes were found which belong to 7 orders and 29 genera. Cephalobidae are most abundant. Bacterivores are prevailed. Effect of radioactive pollution on structure of the fauna soil nematodes in birch-pine forests is not revealed.

Keywords: soil nematodes, ecotrophic groups, birch-pine forests, radioactive pollution

Рекомендує до друку

Надійшла 22.02.2011

В.В. Грубінко

ПРОБЛЕМИ ВИКЛАДАННЯ ЕКОЛОГІЇ

УДК 37.017:37

В.О. КОВАЛЬ, С.Г. КОВАЛЕНКО

Чернігівський національний педагогічний університет ім. Т.Г. Шевченка
вул. Гетьмана Полуботка, 53, Чернігів 14013, Україна**ФОРМУВАННЯ ЕКОЛОГІЧНИХ ПОНЯТЬ МАЙБУТНЬОГО
ВЧИТЕЛЯ ПОЧАТКОВОЇ ШКОЛИ ПІД ЧАС
ПОЛЬОВОЇ ПРАКТИКИ**

Стаття присвячена дослідженню ролі польової практики з природознавчих дисциплін у формуванні екологічних понять вчителів початкових класів.

Ключові слова: формування екологічних понять, польова практика

Формування екологічної культури молодшого школяра – важливе завдання початкової школи. Для цього вчителю необхідно знайомити учнів з основними поняттями та уявленнями екологічного змісту, навчити їх мислити категоріями екологічної культури. Для цього основою мають бути відповідні природознавчі та екологічні знання. Підготовка вчителів початкової школи до формування природничих знань учнів має свої особливості, бо курс природознавства, що входить до сучасної програми “Я і Україна”, має інтегрований характер, а також передбачає засвоєння основ багатьох наук. Він повинен сформувати у дітей систему первісних знань про природу, необхідних для розуміння навколишнього світу.

Оскільки професіоналізм учителя полягає не лише в запасі загальних педагогічних і спеціальних знань, а й у майстерності передати їх учням, важливою складовою забезпечення єдності теорії і практики є вивчення курсів окремих методик, ознайомлення з різними формами роботи з учнями. Важливе місце у професійній підготовці вчителя початкових класів відводиться польовій практиці з природознавчих дисциплін.

Метою статті є розкриття ролі польової практики у формуванні екологічних понять майбутнього вчителя початкової школи.

Результати дослідження та їх обговорення

Практика проходить в кінці I-го курсу навчання після вивчення «Основ природознавства» і має за мету покращення якості підготовки вчителів початкових класів та підготовку студентів до вивчення курсу «Основи екології». Основні методичні вимоги до організації і проведення польової практики мають за мету вивчення природи у комплексі – виявлення взаємозв'язків, які існують в природі між її компонентами (геологічною будовою і рельєфом, рослинним і тваринним світом).

Польова практика допомагає здійсненню таких завдань екологічного змісту:

- поглиблення і розширення знань студентів, отриманих в процесі вивчення теоретичних курсів, творчому використанню цих знань на практиці;
- підготовка студентів до організації і проведення екскурсій у природу, формування навичок проведення краєзнавчої роботи, керівництво гуртками;
- виховання у студентів бережливого ставлення до природи рідного краю та ознайомлення з прийомами і методами природоохоронної діяльності;
- розуміння естетичної цінності природи.

Освітні тематики польової практики, що містять частини екологічних знань:

1. Метеорологія (спостереження за кліматичними умовами в різні сезони; вплив абіотичних факторів на рослини і тварин).
2. Ґрунтознавство (залежність рослинного покриву від складу і властивостей ґрунтів).

3. Ботаніка (морфологія і визначення рослин; геоботанічний опис рослинного угруповання).
4. Зоологія (ознайомлення з місцевою фауною безхребетних і хребетних тварин, вивчення пристосувань тварин до різних середовищ життя).
5. Водна екологія (вивчення основних водойм місця проведення практики – річки, джерела; вивчення флори і фауни водойм в різні пори року).

Основними базами для проведення екскурсій є: агробіостанція; урочище Ялівщина; долина річки Стрижень; міський парк; долина річки Десна.

Після завершення практики студенти повинні знати:

А) з розділу «Біоекологія»:

- характерні ознаки біоценозів: лісу, лук, водойм, ландшафтних парків, їх сучасний стан і проблеми;
- характерних представників рослинного і тваринного світів лісу, лук, водойм і парків, їх ґрунтів;
- адаптації організмів до умов існування;
- рослин і тварин, що потребують охорони та занесені до Червоної книги України;
- природоохоронні об'єкти своєї області.

Б) з розділу «Геоєкологія»:

- основні екологічні проблеми водойм місця проведення практики;
- форми рельєфу району проведення польової практики; заходи боротьби з ґрунтовою ерозією, ярами і балками;
- основні джерела забруднення повітря у населених пунктах.

В) з розділу «Техноєкологія»: основні види забруднюючих речовин та джерела їх надходження.

Г) з розділу «Екологія людини»:

- місця проживання організмів (проміжних господарів) паразитів людини, особливо дітей;
- отруйні рослини, гриби та тварини і правила першої допомоги при отруєннях.

Ці знання повинні допомогти оволодіти такими навичками та вміннями екологічного змісту:

- спостерігати і досліджувати рослини і тварини в природних умовах відповідно до поставленої мети;
- дотримання правил поводження з рослинами і тваринами та правил безпеки особистого життя;
- проводити спостереження за погодою та прогнозувати її за день, місяць, сезон, використовуючи прикмети;
- виявляти природно-територіальні комплекси за характером рослинності та рельєфу;
- проводити моніторинг стану місцевості проведення практики;
- визначати об'єкти живої і неживої природи, яким необхідна охорона;
- бережливо ставитися до об'єктів природи, не пошкоджуючи їх при спостереженні.

В основі екологічних знань покладено вивчення природних зв'язків, закономірності розвитку живих систем, взаємозалежність між об'єктами та явищами природи. Польова практика дає всі можливості для закріплення цих знань і формування узагальнюючої системи понять. Одним з важливих завдань навчально-польової практики є вивчення біогеоценозів, природних комплексів, ландшафтів.

Екскурсії сприяють не тільки закріпленню знань з природознавства, але й розвитку навичок самостійної роботи. Так, під час вивчення біоценозу лісу студенти відмічають екологічні умови місцевості – рельєф, ґрунт, кліматичні особливості, характер зволоження, освітлення, знайомляться з життєвими формами рослин лісу (дерева, кущі, напівкущі, кущики, трав'янисті рослини, рослини-паразити), їх екологічними групами (наприклад, світлолюбні,

тіньовитривалі), видовою різноманітністю, визначають ярусність лісу. Студенти працюють групами по 5–6 осіб, що це сприяє розвитку колективізму, згуртованості та навчає їх спільно працювати над виконанням конкретного завдання. Правильно організована робота в групах дає змогу забезпечити активну діяльність студентів, передбачає розподіл обов'язків між ними. При цьому, вони набувають елементарних навичок дослідницької роботи в природі, збирання матеріалу та його обробку. Наприкінці екскурсії проводиться підсумкова бесіда, в якій кожна група студентів повідомляє про результати своєї роботи, на основі яких робляться висновки.

Порівнюючи структуру різних біоценозів (лісу, луків, водойм) студенти мають можливість співставити видовий склад організмів у різних біотопах, умови їх існування, взаємозв'язки з іншими організмами та абіотичними чинниками середовища. Це дозволить краще зрозуміти сутність таких природознавчих понять як життєва форма рослин, біотоп, екологічна пристосованість, біоценотичні зв'язки. Елементи цих екологічних понять в невеликому об'ємі простежуються і в шкільному інтегрованому курсі. Так «Ланцюги живлення» – це тема уроку в 2-му класі [3]; «Природні зони України», «Луки – природне угруповання» – це теми 4-го класу предмету «Я і Україна» [5]. Під час проведення практичних екскурсій студенти не тільки вивчають ці поняття, але й на собі сприймають методику формування понять та уявлень, що й надалі дають можливість обрати різні методи і форми викладання уроків.

Навчально-польова практика належить до дослідницько-практичної діяльності, а тому має важливе значення в професійній підготовці студентів. Під час її проведення враховується ряд дидактичних принципів: інтегрованість навчального процесу; науковість; систематичність і послідовність; доступність знань. Під час практики використовуються різні форми і методи роботи, а саме: розповідь, бесіда, демонстрація, спостереження, постановка експерименту, самостійна робота.

Одним серед завдань студентів є проведення екологічного моніторингу місця проведення практики – встановлення та спостереження за місцевими джерелами забруднення повітря і водного басейну (ТЕЦ, ЗАЗ, автотранспорт, сільське господарство, каналізаційні стоки, звалища сміття). Під час екскурсій майбутні вчителі навчаються виявляти негативний вплив господарської діяльності людини на природне середовище і необхідність попередження цього впливу. Така форма роботи допомагає формуванню екологічних знань, вмінь та навичок на базі практичної діяльності, яка включає програмні спостереження за станом середовища своєї місцевості. Проведення екологічного моніторингу засновано на використанні більш доступних для студентів фенологічних і біоіндикаційних методів, які є чутливими до змін навколишнього середовища та не потребують при цьому спеціальних приборів, реактивів і обладнання. Так, діагностика забруднення повітряного середовища проводиться по визначенню різноманітності лишайників, а визначення загального стану забруднення проводиться за морфометричними показниками рослинності.

Важливе значення в екологічному вихованні студентів початкового навчання має агробіостанція. На ній формують колекцію рослин (декоративних, вічнозелених, лікарських, рідкісних; рослини, які мають промислове значення). Під час екскурсій студенти знайомляться з рослинами завезеними з різних куточків України та занесеними до Червоної книги, такими як, вовчегідник, сон-трава чорніюча, проліска сибірська і дволиста, ялівець, морозник кавказький, гінко дволопасний, папороті; навчаються створювати екологічні стежки та проводити на них екскурсії. Дані знання можна використовувати для проведення наступних уроків у школі: «Охорона рослин», «Вода має бути чистою» [4] 3-й клас; «Охорона природи в рідному краї» [5] 4-й клас.

Висновки

Формування екологічної культури майбутнього вчителя передбачає формування наукового світогляду, різноманітних форм дослідницької діяльності, однією з яких виступає навчально-польова практика. Під час практики студенти виробляють навички наукового пошуку і підбору необхідних даних, їх систематизації, здійснюють аналіз і приймають конкретні рішення, розвивають навички самостійної пошукової роботи. Ці знання і вміння майбутні вчителі

зможуть використовувати для зацікавленості учнів початкових класів, проведення краснзнавчої роботи і природоохоронної діяльності, керування гуртками.

1. Астахова Л. Є. Роль навчально-польової практики у формуванні природознавчих компетентностей у майбутніх учителів початкових класів / Л. Є. Астахова, Г. В. Муж // Вісник Житомирського державного університету. Педагогічні науки. – 2008. – Вип. 40. – С. 49–52.
2. Багров М. В. Землезнавство / М. В. Багров, В. О. Боков, І. Г. Черваньов. – Київ : Либідь, 2000.
3. Байбара Т. М. Я і Україна: Підручник для 2 кл./ Т. М. Байбара, Н. М. Бібік. – Київ : Форум, 2003. – 157 с.
4. Байбара Т. М. Я і Україна: Підручник для 3 кл. / Т. М. Байбара, Н. М. Бібік. – Київ : Форум, 2003. – 176 с.
5. Байбара Т. М. Я і Україна: Підручник для 4 кл. / Т. М. Байбара, Н. М. Бібік. – Київ : Форум, 2004. – 176 с.

В.А. Коваль, С.Г. Коваленко

Черниговский национальный педагогический университет им. Т.Г. Шевченко, Украина

ФОРМИРОВАНИЕ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ ПОНЯТИЙ БУДУЩЕГО УЧИТЕЛЯ НАЧАЛЬНОЙ ШКОЛЫ ВО ВРЕМЯ ПОЛЕВОЙ ПРАКТИКИ

Статья посвящена исследованию роли полевой практики с природоведческих дисциплин для формирования экологических понятий будущего учителя начальной школы.

Ключевые слова: формирование экологических понятий, полевая практика

V.O. Koval, S.H. Kovalenko

T. G. Shevchenko Chernihiv National Pedagogical University, Ukraine

FUTURE OF ECOLOGICAL CONCEPTS PRIMARY SCHOOL TEACHERS DURING FIELD PRACTICE

Article is devoted to the role of field practice with natural scientists in shaping environmental concepts primary school teachers.

Keywords: formation of ecological concepts, field practice

Рекомендує до друку

М.М. Барна

Надійшла 21.02.2011

УДК 378:504

М.О. КОЛЕСНИК

Чернігівський національний педагогічний університет ім. Т.Г. Шевченка

вул. Гетьмана Полуботка, 53, Чернігів 14013, Україна

ЗМІСТ НАВЧАЛЬНОГО КУРСУ «СОЦІОЕКОЛОГІЯ» ДЛЯ СТУДЕНТІВ ПРИРОДНИЧИХ ФАКУЛЬТЕТІВ : СТРУКТУРНО- СИСТЕМНИЙ ПІДХІД

Стаття присвячена системному підходу в конструюванні змісту навчальної дисципліни «Соціоекологія». Розглянуто теоретичні засади системного підходу відповідно теорії універсальних закономірностей розвитку систем, а також представлений тематичний зміст курсу «Соціоекологія» та результати апробації курсу серед студентів хіміко-біологічного факультету.

Ключові слова: соціоекосистема, системний підхід, педагогічна системологія

Розвиток людства і природи, їх взаємодія часто залежить від сформованості культури цивілізації. Універсальність процесів життя змушує перевести акценти на зворотну сторону соціоприродних відносин: біосфера стає підсистемою планетарної цивілізації, тому складність і масштаб нагальних проблем вимагає принципово нових рішень і форм діяльності. Основна найбільш очевидна тенденція – це техногенез суспільства, диспропорція розвитку техніки й технологій відносно розвитку самої Людини [1, 4]. Якщо раціоналізм епохи Просвітництва породив антропоцентричну модель світовідношення, котра відзначалася певною механістичністю і орієнтацією на необмежене споживання ресурсів («людина-машина» у термінах Ламетрі) у сучасному інформаційному суспільстві когнітивна модель «людина-комп'ютер», за великим рахунком, є варіантом вказаної моделі, знецінює власне феномен людини та стимулює паразитичний стиль існування у світі. Тому найбільш актуальним нині день є системний підхід щодо розгляду основних глобальних процесів на планеті [3].

Основним теоретичним підґрунтям нашого дослідження є концепція універсології. Передумовами для виникнення цієї нової наукової концепції вважаються роботи таких вчених як А.А. Богданов (основи науки тектології, 1912 р.), Л. Берталанфі (загальна теорія систем, 1937 р.), К. Гедель (теорема неповноти в 30-их роках XX століття, яка розглядає залежність системи від зовнішніх факторів, тобто від метасистеми, що визначає її цілеорієнтування), І.Р. Пригожин, Г. Хакен (синергетика, 50-ті роки XX століття). Отже, універсологія (В.А. Поляков, 90-ті роки XX століття) визначається як міждисциплінарна наука про причинно-системну будову світу та застосування знань універсальних закономірностей у всіх сферах науково-практичної діяльності та в практиці життя людини, що дозволяє здійснити міждисциплінарний підхід також до системи освіти, зокрема вищої педагогічної освіти в галузі природничих наук [5]. Універсологія обумовила появу **педагогічної системології** – науки про педагогічні системи, яка описує універсальні закономірності управління розвитком освітнього процесу, і, як наслідок, розвитком культурно-продуктивної особистості, творчої індивідуальності в міжособистісних, колективних, суспільних взаємодіях [2].

Одним з завдань навчання має стати розвиток потреби в синтетичному мисленні, яке необхідне для еволюції людства й особистісного розвитку. Тому одними з головних принципів педагогічної системології є принцип *інтеграції* (врахування міждисциплінарних зв'язків, соціокультурних та цивілізаційних тенденцій), *системності* (комплексний погляд на розвиток педагогічної проблеми або явища, які є продуктом системи відносин), *єдності теорії та практики* [2].

Мета дослідження полягає у теоретичному обґрунтуванні підходів педагогічної системології в конструюванні змісту навчальної дисципліни «Соціоекологія» для студентів природничих факультетів вищих педагогічних навчальних закладів, а також практичний розробці курсу «Соціоекологія» та його апробації.

Результати дослідження та їх обговорення

Системний підхід – це загальнонауковий метод дослідження, що є засобом пізнання багатоякісних цілісних явищ природи та суспільства. Він спрямований на вивчення статистики та динаміки розвитку системи, її адаптації в метасистемі, прогнозування її подальшого розвитку [2, 5].

Системний підхід характеризується чітко вираженою методологічною спрямованістю і є методологічною орієнтацією дослідження і викладання, що базується на розгляді об'єктів у вигляді систем, тобто сукупності компонентів, пов'язаних взаємодією, що постають як єдине ціле. Саме тому, системний підхід сприяє формуванню системного світогляду особистості.

Відповідно теорії універсальних закономірностей розвитку систем, ми можемо визначити *системний світогляд* як причинно-системні зв'язки на всіх рівнях взаємовідносин людини з світом [5]. Тому запропонована нами структура змісту навчальної дисципліни «Соціоекологія», що базується на поетапному розгляді глобальної соціоекосистеми, найбільш відповідає визначенню соціоекології (за Бачинським Г.О., 1986 р.) **як інтегральної міждисциплінарної науки, що вивчає закономірності взаємодії суспільства та природи і розробляє наукові принципи гармонізації цієї взаємодії** (рис. 1).

Ціннісні орієнтири розвитку людства на основі міжколективної інтеграції (міжнародні спільноти, їх діяльність, принципи та цілі їх існування)
Сфери суспільно-громадської діяльності людини (створення та діяльність громадських рухів та організацій, державне регулювання)
Сфери соціально-економічної діяльності людини
Загальна культура та освіта (культурологія, гуманітарні науки, педагогіка)
Інтелектуальний потенціал людства (загальний розвиток науки в людському суспільстві)
Міжособистісні відносини між людьми як якість людського суспільства (антропологія, етнологія, експсихологія, філологія, культурологія)
Природна та екологічна складова (абіотичні та біотичні фактори) як ресурсозабезпечуюча складова розвитку системи (природознавство)

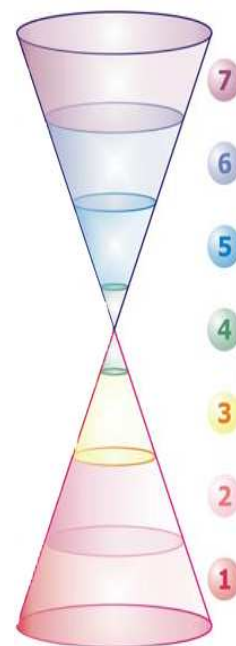


Рис. 1. Структура соціоекосистеми відповідно багаторівневості взаємодії людини з навколишнім світом (за Поляковим В.А. [5]).

Поетапний розгляд запропонованої моделі соціоекосистеми відбувався в динаміці компонентів (рівнів) соціоекосистеми, що безперервно змінюються і взаємодіють. Кожен компонент соціоекосистеми характеризується комплексом показників, що відображають часову та просторову мінливість. Нормально функціонуюча соціоекосистема повинна перебувати у стані динамічної рівноваги, коли обмін речовиною та енергією між суспільством та природою не порушує загального речовинно-енергетичного балансу (рис. 2).

Відповідно запропонованої структури соціоекосистеми нами були запропоновані такі теми у змісті навчальної дисципліни «Соціоекологія».

1. **Соціоекологія як розділ екології.** Взаємовідношення понять «соціоекосистема» та «екосистема». Єдність космічного та земного життя. Глобальні проблеми цивілізації.

2. **Аспекти взаємодії суспільства й природи.** Стадії взаємодії суспільства й природи. Ставлення до природи наших предків. Уявлення про взаємозв'язки природних умов та розвитку суспільства. Проблема гармонізації взаємодії суспільства й природи. Основні закони і принципи взаємодії людини та природи.

3. **Демографічна криза. Урбанізація.** Динаміка чисельності населення: причини, наслідки, прогнози. Демографічна криза та здоровий спосіб життя. Сучасна людина в умовах урбанізації та зростання населення. Соціальна адаптація в умовах техногенного середовища. Явище урбанізації як фактор погіршення якості навколишнього середовища. Вміння інтегруватися – умова еволюційного розвитку людини в сучасному суспільстві (колективна та корпоративна). Демографічна політика.

4. **Технократичні тенденції розвитку науки.** Посилення технократических тенденцій у розвитку науки. Науково-технічний прогрес та інформаційне навантаження суспільства. Безвідповідальне використання інтелектуального потенціалу людства. Біоетика. Розвиток наукової думки в галузі системності організації світу. Універсологія.

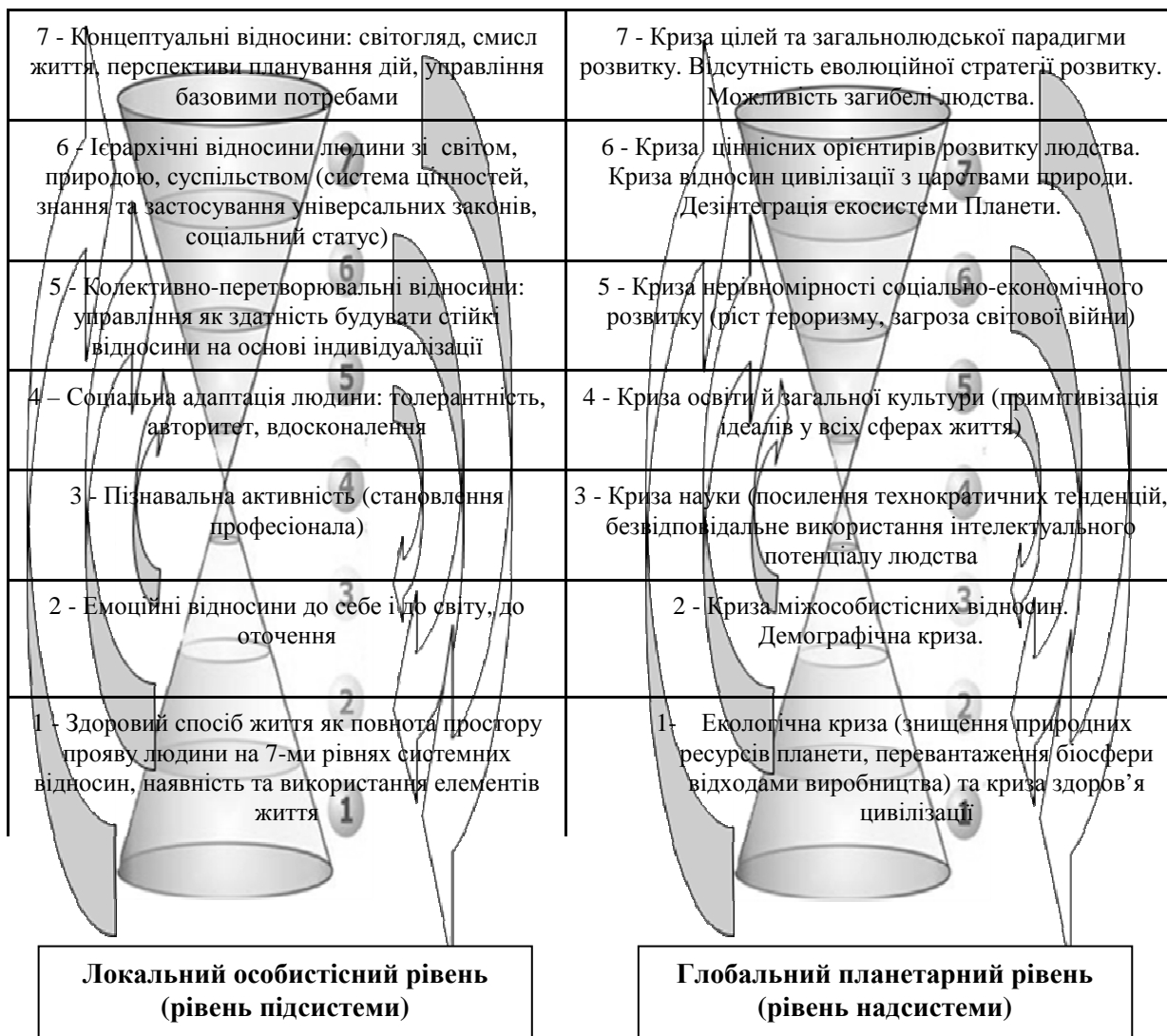


Рис. 2. Причинно-наслідкові взаємозв'язки в динаміці розвитку соціоекосистеми (за В. А. Поляковим [2, 5]).

1. Екологічна культура як соціальне явище. Рекреаційне природокористування.

Залежність екологічної культури особистості від типу світогляду. Екологічна освіта та виховання як чинник формування екологічної культури особистості. Концепція екологічної освіти України. Рекреаційне природокористування. Природні рекреаційні ресурси України.

2. Колективна стратегія в екологічній діяльності. Лідерство – необхідна якість професіонала еколога. Колективна стратегія у вирішенні актуальних для людства задач: «Думай глобально, дій локально!». Громадські екологічні організації. Здійснення громадської екологічної експертизи.

3. Міжнародне співробітництво при вирішенні питань екологічного змісту. Основні принципи природокористування на сучасному етапі розвитку людства. Міжнародне співробітництво України в галузі охорони довкілля. Міжнародні громадські екологічні організації та рухи.

4. Перспективи розвитку людства. Нові технології в житті людини: за і проти (як з ними жити або як з ними боротися). Хвороба роздвоєності: спосіб життя сучасної людини й реальний стан речей (знати, як діяти або діяти, як знаєш). Альтернативні сценарії майбутнього.

Курс апробовано в 2009–2010 роках у Чернігівському національному педагогічному університеті імені Т.Г. Шевченка на IV–V курсах хіміко-біологічного факультету спеціальності «Екологія та охорона навколишнього середовища» та «Хімія», «Біологія», всього 80 студентів.

Студентам пропонувалося також здійснити самооцінку (за семибальною шкалою) з метою перевірки рівня особистісної включеності студентів на предмет причетності до екологічної проблематики людини, колективу та людства в цілому до та після опанування курсу «Соціоекологія» (табл. 1) за наступними критеріями: 1 – перспективи розвитку людини, колективу, людства в цілому; 2 – ціннісні орієнтири розвитку людини, колективу, людства в цілому; 3 – колективна стратегія у вирішенні питань екологічного змісту; 4 – екологічна культура та освіта; 5 – професійна екологічна складова росту кожної людини; 6 – побудова гармонійних взаємовідносин при вирішенні значимих питань для людини; 7 – винищення ресурсних проблем.

Перерозподіл показників самооцінки студентів та якісний їх аналіз свідчить про систематизацію ціннісних орієнтирів щодо соціальної адаптації себе як особистості та як професіонала, а також про переосмислення та структуризацію деяких сфер прояву в суспільстві (колективна та міжколективна інтеграція).

Таблиця 1

Результати самооцінки студентів IV- V курсів хіміко-біологічного факультету
ЧНПУ ім.Т.Г. Шевченка

Критерії	1	2	3	4	5	6	7
На початку апробації курсу, %	77,7	74,1	69,6	68,8	67,9	68,8	61,6
В кінці апробації, %	87,5	74,3	77,7	75,0	72,3	83,9	73,2

Висновок

Встановлено на момент актуальності структуризації змісту навчальної дисципліни «Соціоекології» відповідно системного підходу та тих критеріїв самооцінки, що були використані, а також на питання осмислення та практичного застосування навичок колективної стратегії в методиці викладання дисциплін природничого циклу, що в свою чергу сприятиме в подальшому цілісному сприйняттю навчального матеріалу студентами та осмислення його практичного використання в подальшій професійній діяльності.

1. Данилов-Данильян В. И. Экологический вызов и устойчивое развитие / В.И. Данилов-Данильян, К. С. Лосев. – М. : Прогресс-Традиция, 2000. – 416 с.
2. Добшикова Г. П. Введение в педагогическую системологию. Интегрально-системная, кардинальная педагогика / Г. П. Добшикова. – Миасс : ГЕОТУР, 2006. – 193 с.
3. Капра Ф. Паутина жизни. Новое научное понимание живых систем / Ф. Капра. – Киев : София; 2002 – 336 с.
4. Назарук М. М. Основи екології та соціоекології / М. М. Назарук. – Львів : Афіша, 2000. – 256 с.
5. Поляков В. А. Универсология / В. А. Поляков. – М. : Амрита-Русь, 2004. – 320 с.

М.А. Колесник

Черниговский национальный педагогический университет им. Т.Г. Шевченко, Украина

СОДЕРЖАНИЕ УЧЕБНОГО КУРСА «СОЦИОЭКОЛОГИЯ» ДЛЯ СТУДЕНТОВ ЕСТЕСТВЕННЫХ ФАКУЛЬТЕТОВ – СТРУКТУРНО СИСТЕМНЫЙ ПОДХОД

Статья посвящена рассмотрению вопроса системного подхода в конструировании содержания учебной дисциплины «Социоэкология». Рассмотрены теоретические принципы системного подхода соответственно теории универсальных закономерностей развития систем, а также представлено тематическое содержание курса «Социоэкология» и результаты апробации курса среди студентов химико-биологического факультета.

Ключевые слова: социоекосистема, системный подход, педагогическая системология

М.О. Kolesnyk

T.G. Shevchenko Chernihiv National Pedagogical University, Ukraine

“SOCIOECOLOGY” FOR THE STUDENTS OF NATURAL SCIENCES’ FACULTIES : THE STRUCTURAL-SYSTEMIC APPROACH TO THE COURSE’S CONTENTS

The article introduces structural-systemic approach towards modeling the contents of the course of "Socio-ecology". The discussion of the said approach's theoretic premises focuses upon the theory of system's universal development patterns. The article presents the thematic outline of the course "Socioecology" and demonstrates the results of its implementation in the curriculum of the chemistry-biology faculty.

Keywords: socioecosystem, systemic approach, systemology

Рекомендує до друку
В.В. Грубінко

Надійшла 07.02.2011

УДК 378.016:504

Г.О. УСМАНОВА, А.О. ЖИДЕНКО

Чернігівський національний педагогічний університет ім. Т.Г. Шевченка
вул. Гетьмана Полуботка, 53, Чернігів 14013, Україна

ОСОБЛИВОСТІ ВИКЛАДАННЯ КУРСУ «ОСНОВИ ЕКОЛОГІЇ» СТУДЕНТАМ ФАКУЛЬТЕТУ ФІЗИЧНОГО ВИХОВАННЯ

Стаття присвячена проблемі формування професійно орієнтованих знань і екологічної компетентності у студентів факультету фізичного виховання при вивченні курсу «Основи екології». Здійснено аналіз програм з цієї дисципліни і розширено наповнення курсу «Основи екології». Введені питання еволюції взаємин людини і природи, аспекти екологічної освіти і виховання, питання розділу «Екологія людини». Запропоновані лабораторні заняття характеризуються професійною спрямованістю для студентів факультету фізичного виховання.

Ключові слова: екологія, фізичне виховання, лабораторна робота

Проблемам екологічної освіти і виховання присвячено значну кількість наукових праць. Існують дослідження у галузі філософії, соціології; наукові роботи, присвячені аналізу питань екологічного виховання у навчальних і позанавчальних закладах, формування екологічної свідомості, виховання екологічної культури молоді [5, 6]. Обговорюються проблеми екологічної освіти і виховання на уроках фізики, літератури, історії, образотворчого мистецтва, музики [4].

Незважаючи на достатню кількість загальнотеоретичних та науково-педагогічних досліджень, питанню екологічної освіти і виховання на уроках фізичної культури, під час занять спортом і туризмом не надається достатньої уваги, за виключенням поодиноких публікацій [2, 6].

Мета роботи – привернути увагу до проблеми екологічної освіти фахівців фізвиховання, показати необхідність і можливість її здійснення.

Результати досліджень та їх обговорення

Важлива роль у здійсненні екологічної освіти і виховання повинна належати фахівцям фізичного виховання, які працюють з підростаючим поколінням як в освітніх закладах різних рівнів (дошкільних, загальноосвітніх школах, вищих навчальних закладах), так і у закладах фізичної культури, спорту і туризму. Заняття з фізкультури дуже часто відбуваються на лоні природи – як звичайні уроки, так і різного роду позакласні заходи типу «Веселих стартів», змагань тощо. Це дає можливість екологічного виховання дітей.

Тренери, які супроводжують дітей на змаганнях, і викладачі, які організовують туристичні походи, повинні цікавитися і знати екологічні проблеми тієї місцевості, де влаштовуються змагання і проходить туристичний маршрут.

Є види спорту, тісно пов'язані з природою – це воднолижний, лижний, автомобільний, підводний види спорту, спортивний туризм тощо. Організатори й учасники змагань з таких видів спорту повинні мати широкий спектр знань з екології, адже ці види спорту мають свій негативний вплив на природу, що пов'язано з використанням певного спортивного інвентаря, технічних засобів та створених умов змагань (неякісне пальне, яке забруднює повітря, ґрунт; шум, пожежна небезпека тощо). Існує цілий ряд документів про дбайливе ставлення до навколишнього середовища під час організації й проведення навчально-виховних і спортивних заходів [6]. Зважаючи на це, фахівець з фізичного виховання повинен бути екологічно освіченим і вихованим, тобто мати відповідні екологічні переконання і професійно спрямовані знання з даної дисципліни.

У Чернігівському національному педагогічному університеті імені Т.Г. Шевченка на факультеті фізичного виховання викладається курс «Основи екології» (36 аудиторних годин, з них 12 лекційних, 24 лабораторних). Проаналізовані нами програми дисципліни містять достатню кількість теоретичних питань, які охоплюють різні екологічні проблеми. Проте тематика лабораторних занять не передбачає реалізації основної мети по застосуванню набутих знань у професійній діяльності вчителя фізкультури. Це ставить під сумнів мотивацію вивчення дисципліни і професійну зацікавленість нею, і, відповідно, не дає достатньої можливості студентам усвідомити важливість здійснення екологічного виховання школярів на уроках фізичної культури.

З метою підготовки майбутнього вчителя фізичної культури до екологічного виховання підростаючого покоління нами змінено змістову наповнюваність курсу «Основи екології». У програму додатково введені питання з розділу «Екологія людини», де більш детально розглядаються особливості взаємодії організму людини з середовищем, бо організм людини в звичайних фізіологічних умовах і під дією фізичного навантаження є основним об'єктом вивчення студентів-фізкультурників. Також введені питання еволюції взаємин людини і природи, екологічної освіти та виховання, які є мотиваційними. Вони дають змогу студенту зрозуміти всю важливість сучасного екологічного стану і бачити напрямок вирішення нагальних екологічних проблем через систему освіти.

Навчальною програмою передбачено проведення практичних і лабораторних занять. Лабораторна робота – одна з найважливіших форм активного навчання, яка дозволяє активізувати пізнавальну діяльність студентів. Результати, отримані в ході такої діяльності, закріплюють теоретичні знання і переводять їх у категорію особистого досвіду, що сприяє формуванню у студентів “знань - переконань”, бо, як зазначає В. О. Сухомлинський [1], виховати можна лише через діяльність самого вихованця. Було запропоновано лабораторні роботи, які мають професійну спрямованість для студентів факультету фізвиховання: «Біологічні ритми організмів» і «Оцінка екологічного стану дитячих спортивно-ігрових майданчиків».

На лабораторному занятті «Біологічні ритми організмів» студенти знайомляться з поняттям біологічних ритмів і будують графік власних фізичного, емоційного та інтелектуального біоритмів. Обґрунтовані 3 види узагальнюючих ритмів в організмі людини: **фізичний** (характеризує активність, силу, витривалість, стійкість життєвого тону, опір імунної системи), який охоплює 23 дні; **емоційний** (настрій, багатство емоцій, потреба в творчості, розвиток інтуїції), тривалість якого 28 днів, та **інтелектуальний** (характеризується загостреною логікою, гнучкістю розуму, зосередженістю), який повторюється через 33 дні. Графік кожного циклу має вигляд синусоїди. Кожен цикл біоритму поділяється на 2 фази синусоїди: позитивну та негативну, тривалість яких однакова і дорівнює половині кожного циклу. Тобто, тривалість позитивної (та негативної) фази фізичного циклу – 11,5 днів: відповідних фаз емоційного циклу – 14 днів, таких же станів інтелектуального циклу – 16,5 днів. Якщо з'ясовувати суміщені графіки біоритмів, то треба визначити максимуми (верхівки) позитивних та негативних станів. Позитивні верхівки-максимуми («зоряний час») знаходяться на відстані $1/4$ від початку циклу, негативні – на відстані $3/4$ від початку. Відповідно для кожного циклу ці інтервали такі. Позитивний максимум ритму фізичного стану досягається на 5,75 дні; негативний – 17,25 кожного циклу. Позитивний максимум ритму емоційного стану – 7

день. Негативний – 21 день від початку. Позитивний максимум ритму інтелектуального стану – 8,25 дні, негативний – 24,75 дні.

Хід роботи містить детальні інструкції (послідовність розрахунків):

1. Визначити число днів від дня народження до необхідної дати з урахуванням високосних років.

2. Одержане число по черзі поділити на тривалість кожного циклу. Внаслідок цього отримується ціле число циклів, які вже минули та залишок (декілька днів).

3. Від обраної дати відняти залишок кожного ритму і отримати дати початку кожного поточного циклу.

4. Відповідно до різних дат початку і тривалості циклів ритмів побудувати сумісні графіки біоритмів з урахуванням позитивних та негативних фаз, з'ясувати збігання в позитивних та негативних зонах. Найбільш сприятливі - збігання у позитивних максимумах двох або трьох ритмів. Якщо ритми збігаються в негативних фазах по верхівці мінімуму, то цей час супроводжується зниженням емоційної, фізичної, інтелектуальної сталості, потребує раціонального навантаження та відпочинку.

Формуванню екологічної культури студентів сприяє лабораторне заняття «Оцінка екологічного стану дитячих спортивно-ігрових майданчиків» [3]. Негативна чи позитивна оцінка майданчика здійснюється за такими показниками: зламани конструкції; побутове сміття, пляшки; наявність гаражів; наявність автостоянок; автомобільні дороги; рівень шуму; ступінь озеленення.

Таблиця 1

Оцінка параметрів екологічного стану спортивних майданчиків за балами

Параметр	Кількість балів	
	2	1
Зламани конструкції	менше 15%	більше 15%
Побутове сміття, пляшки	менше 40%	більше 40%
Наявність гаражів	відстань менше 15 м	відстань більше 15 м
Наявність автостоянок	відстань менше 15 м	відстань більше 15 м
Автомобільні дороги	відстань менше 15 м	відстань більше 15 м
Рівень шуму	менше 60 Дб	більше 60 Дб
Озеленення	задовільно	незадовільно

Таблиця 2

Оформлення результатів лабораторної роботи

Мікро-район	№ майдан-чика	Зламани конструкції, %	Побутове сміття, пляшки, %	Гаражі, відстань < 15 м, %	Авто-стоянки, відстань < 15 м, %	Автомобільні дороги, відстань

Рівень шуму визначають умовно, знаючи, що автобуси дають шум до 89 Дб, легкові авто – до 71 Дб, трамваї – до 90 Дб, сміттєзбиральники – 75 Дб, сміттєпроводи – 83 Дб, пральні машини – 74–76 Дб. Порівняння екологічного стану майданчиків в різних районах проводять за бальною оцінкою параметрів (табл.1). Отримані дані оформлюють у вигляді таблиці (табл.2). Дані у балах підсумовують.

Висновки

Курс «Основи екології» для фахівців з фізичного виховання повинен мати питання професійної спрямованості і сприяти формуванню екологічної компетентності майбутнього вчителя. Для здійснення екологічного виховання і формування екологічної культури підростаючого покоління він повинен бути адаптованим до безпосередньої діяльності вчителя. Проведення

лабораторних і практичних робіт сприяє формуванню стійких знань і переконань екологічного змісту.

1. *Алексеев С. В.* Из опыта проведения факультативных курсов по экологическому образованию школьников / С. В. Алексеев, А. М. Беккер // *Химия в школе.* – 1991. – № 5. – С. 46–47
2. *Аніщенко В.* Екологічна освіта фахівців сфери туризму/ В. Аніщенко // *Краєзнавство. Географія. Туризм.* – 2002. – № 36. – С. 6–8.
3. *Голубкина Н. А.* Лабораторный практикум по экологии / Н. А. Голубкина. – М. : ФОРУМ, 2009. – С. 23–25.
4. *Дерябко С. Д.* Экологическая педагогика и психология / С. Д. Дерябко, В. А. Ясвин. – Ростов-на-Дону : Феникс, 1996. – 478 с.
5. *Лазаренко Л. М.* Основні напрями розвитку педагогічних досліджень щодо екологічного навчання у вищій школі та післядипломній освіті / Л. М. Лазаренко, В. В. Дивак // *Безпека життєдіяльності.* – 2008. – № 7-8. – С. 40–42.
6. *Мудрік В. І.* Виховання екологічної свідомості та культури у процесі фізичного виховання студентів / В. І. Мудрік, В. В. Марунін, О. Л. Прокопенко // *Безпека життєдіяльності.* – 2007. – № 6. – С. 31–33.

Г.А. Усманова, А.А. Жиденко

Черниговский национальный педагогический университет им. Т.Г. Шевченко, Украина

ОСОБЕННОСТИ ПРЕПОДАВАНИЯ КУРСА «ОСНОВЫ ЭКОЛОГИИ» СТУДЕНТАМ ФАКУЛЬТЕТА ФИЗИЧЕСКОГО ВОСПИТАНИЯ

Статья посвящена проблеме приобретению профессионально направленных знаний и формирования экологической компетентности у студентов факультета физического воспитания при изучении курса «Основы экологии». Было осуществлено анализ программ по данной дисциплине и на основе его расширено наполнение курса «Основы экологии». Введены вопросы эволюции взаимоотношений человека и природы, аспекты экологического образования и воспитания, вопросы раздела «Экология человека». Предложенные лабораторные занятия характеризуются наличием профессиональной направленности для студентов факультета физического воспитания.

Ключевые слова: экология, физическое воспитание, лабораторная работа

G.A. Usmanova, A.O. Zhidenko

T. G. Shevchenko Chernigiv National Pedagogical University, Ukraine

THE FEATURES OF THE COURSE «BASIS ECOLOGY» TEACHING ON THE PHYSICAL EDUCATION FACULTY

The article is devoted to the problem of the professionally directed knowledge acquisition and an environmental competence forming for the students of physical education faculty at the study of course «Basis of ecology». The analysis of the discipline programs was carried out and on the basis of this the content of course «Basis of ecology» was extended. The questions of evolution mutual relations of man and nature, the aspects of environmental teaching and education, the questions of section «Man ecology» are added. The offered laboratory works are characterized the presence of professional orientation for the students of physical education faculty.

Keywords: ecology, physical education, laboratory work

Рекомендує до друку

В.З. Курант

Надійшла 14.02.2011

БІОХІМІЯ

УДК:591.521.2:577.122+[579.64+574.64]

Е.В. БАРБУХО, А.А. ЖИДЕНКО

Черниговский национальный педагогический университет им. Т. Г. Шевченко
ул. Гетьмана Полуботка 53, Чернигов 14038, Украина

ВЛИЯНИЕ ПРОБИОТИКА БПС-44 НА БИОХИМИЧЕСКИЕ ПОКАЗАТЕЛИ В ПЕЧЕНИ И КРОВИ КАРПА В УСЛОВИЯХ ГЕРБИЦИДНОЙ НАГРУЗКИ

Под действием раундапа у двухлеток карпа происходят негативные изменения белкового обмена. Пробиотический препарат БПС-44 способствует нормализации изученных биохимических параметров, процесса детоксикации в организме рыб в условиях гербицидной нагрузки метаболитами белкового обмена.

Ключевые слова: раундап, карп, пробиотик БПС-44, кровь, печень, креатинин, серогликоиды

Метаболическая реакция организма рыб является практически первичным ответом на действие токсических веществ, в том числе гербицидов, которые вызывают нарушение метаболизма в организме и ухудшают товарные качества рыбной продукции. Известно, что пробиотические препараты на основе аэробных бацилл оказывают положительное влияние на состояние антиоксидантной системы животных [7]. Есть данные об их применении для улучшения условий протекания зимовки карповых рыб [8] и повышении жизнеспособности икры рыб в условиях гербицидного загрязнения [1].

Целью работы было выяснить наиболее чувствительные к действию раундапа изменения метаболизма в организме двухлеток карпа и установить возможность использования пробиотика БПС-44 для предотвращения токсического влияния данного гербицида.

Материал и методы исследований

В экспериментах использовали двухлеток карпа чешуйчатого (*Cyprinus carpio* L.), выращенных ВАТ «Черниговрыбхоз». Рыб помещали в 200 л аквариумах из расчета 1 экземпляр на 40 л воды в трех вариантах: 1) контроль; 2) действие раундапа в количестве 2 ПДК (0,04 мг/дм³); 3) совместное влияние раундапа (2 ПДК) и пробиотического препарата БПС-44 с концентрацией микроорганизмов *Bacillus subtilis* 44-р $1,25 \times 10^8$ КОЕ микробных клеток на 1 дм³ воды, который добавляли в воду в виде суспензии на 1 сутки. Пробиотический препарат БПС-44 (ТУ У 24.4-00497360-691-2003) получен на основе штамма бактерий *Bacillus subtilis* 44-р в Институте сельскохозяйственной микробиологии НААНУ (г. Чернигов). Во всех трех случаях на протяжении 14 суток эксперимента контролировали гидрохимический режим.

Кровь у рыб брали путем пункции сердца с дальнейшим отстаиванием в холодильнике на протяжении 40 мин. для получения сыворотки [2]. Навески замороженных тканей печени измельчали с помощью гомогенизатора. В полученном гомогенате после центрифугирования (15 мин., 3000 об/мин.) определяли содержание креатинина, серогликоидов, остаточного азота, хлоридов [2] и согласно инструкциям к лабораторным наборам для клинической биохимии АО „Реагент” (Украина).

Результаты обработаны статистически с помощью стандартных компьютерных программ. Различия между сравниваемыми группами считали достоверными при $P < 0,05$.

Результаты исследований и их обсуждение

Как известно, в результате катаболизма белков образуются аммиак, мочевины, креатинин, индикан и др. Между обменом креатинина, образующегося из аргинина, глицина и метионина, и креатина существует тесная взаимосвязь. Установлено, что содержание креатинина в сыворотке крови карпа при действии раундапа достоверно уменьшается на 20% (рис. 1).

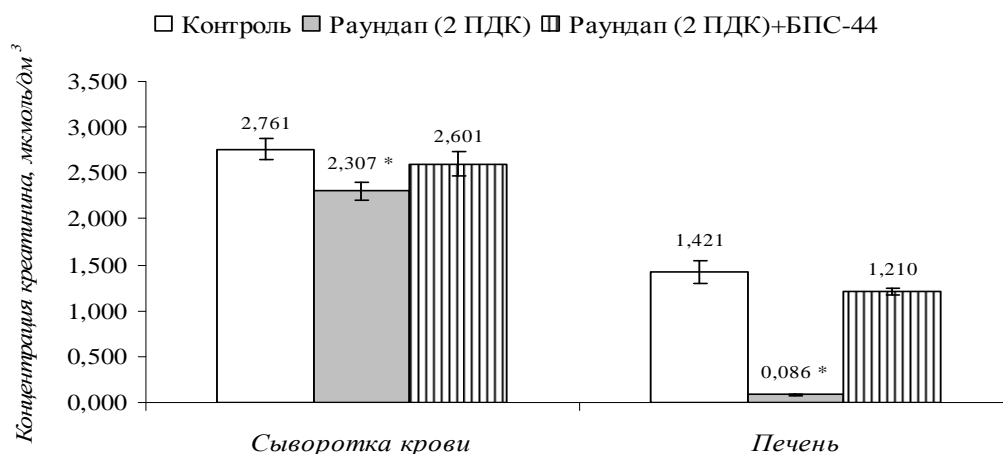


Рис. 1. Содержание креатинина в сыворотке крови и печени двухлеток карпа при действии раундапа и совместном действии пробиотика БПС-44 и раундапа на протяжении 14 суток ($M \pm m$, $n=6$)

Это свидетельствует о нарушении креатин-креатининового обмена и свидетельствует о патологии мышц, которая ранее была установлена нашими гистологическими исследованиями [3]. По истечении 14 суток действия раундапа в белой мускулатуре выражена гипотрофия мышечных волокон, лизис эндоми, фибрилл сарколеммы, нарушение структуры мышечных волокон [3]. Гистологические изменения согласуются с изменениями содержания белков в тканях двухлетки карпа [4]. Снижение общего белка, практически одинаковое значение солерастворимых белков, увеличение количества водорастворимых белков и достоверное уменьшение концентрации нерастворимых белков [4], которые могут использоваться в энергетических целях, происходит как в белой мускулатуре, так и в печени. Кроме того, в печени происходит уменьшение содержания креатинина в 16,5 раз, что свидетельствует о подавлении биосинтеза белков, глубоком нарушении протеинсинтезирующей функции печени, что подтверждается гистологическими и биохимическими исследованиями. Если нарушен синтез фосфокреатина, соответственно не образуется и креатинин. Колебания этого показателя крови отображают функциональное состояние мышечной ткани, почек и нарушения углеводного обмена, вызывающего уменьшение количества АТФ.

Добавление пробиотика БПС-44 в воду с раундапом способствовало уменьшению токсического эффекта на этот биохимический показатель, приводя его значение к физиологическому уровню – 15 % ниже соответственно по сравнению с контролем. Креатин, креатинин в совокупности с аминокислотами, нуклеотидами и др. азотсодержащими веществами находится в определенном количестве в плазме крови и составляют фракцию «остаточного азота». Под действием раундапа в крови двухлеток карпа количество остаточного азота уменьшилось в 35 раз и составило – $0,022 \pm 0,001$ г/дм³, что свидетельствует об отрицательном азотистом балансе, удалении азота из организма, нарушении выделительной функции почек, почечной и печеночной недостаточности, что также является доказательством усиленной деструкции тканей и согласуется с гистологическими изменениями в печени карпа, которые характеризуются процессами зернистой и вакуольно-капельной дистрофии, некротическими изменениями гепатоцитов.

Еще одним доказательством некробиологических процессов, протекающих в органах карпа под действием раундапа, является изменение содержания серогликоидов в сыворотке

крови, которое достоверно увеличивается в 1,4 раза по сравнению с контролем, что можно объяснить протеканием воспалительных и некротических процессов в организме рыб (рис. 2).

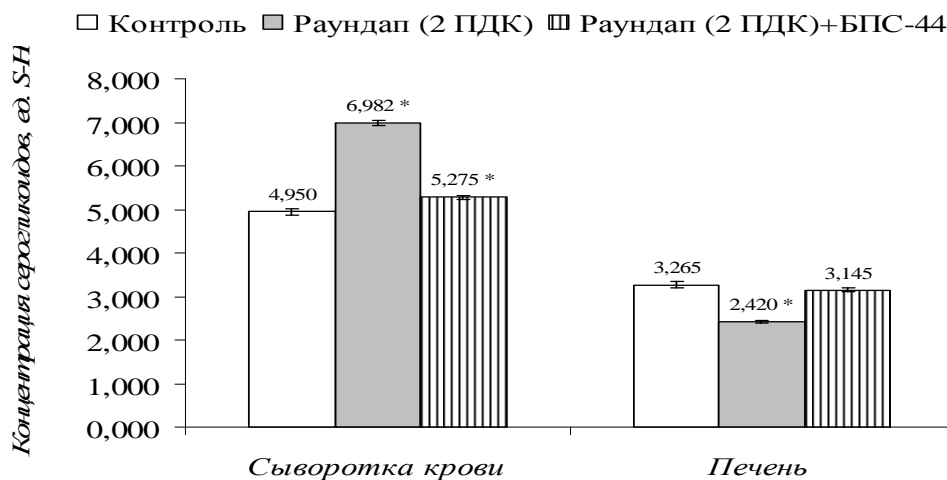


Рис. 2. Содержание сероглюкоидов (в единицах помутнения (S-H)) в сыворотке крови и печени при действии раундапа и совместном действии пробиотика БПС-44 и раундапа на протяжении 14 суток ($M \pm m$, $n = 6$)

Достоверное снижения в 1,3 раза уровня сероглюкоидов в печени указывает на нарушение протеосинтетической функции печени и ее прогрессирующую дистрофию, что приводит к функциональной недостаточности этого органа. Компенсаторная функция БПС-44 по отношению к раундапу проявляется в выравнивании изучаемых нами биохимических показателей и приближении их к физиологически нормальным показателям контрольных рыб (в сыворотке крови 4,950 единиц помутнения (S-H), в печени – 3,265 ед. S-H).

Нарушение почечной фильтрации, водно-солевого обмена можно охарактеризовать содержанием хлоридов в крови. Гиперхлоремия, наблюдаемая при действии на рыб исследуемого гербицида, указывает на нарушение выделительной функции почек (рис. 3). При отравлении карпа раундапом происходит повышение концентрации хлоридов в сыворотке крови на 12,6%, в печени – на 18,7%.

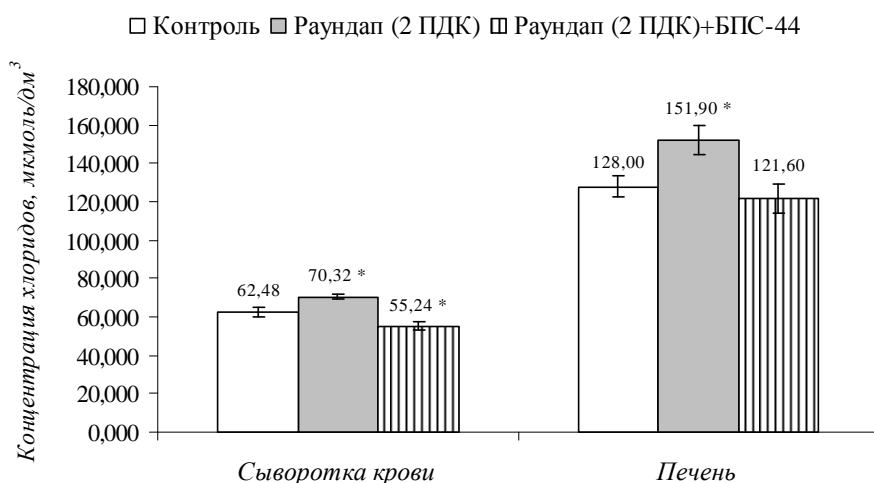


Рис. 3. Содержание хлоридов в сыворотке крови и печени двухлеток карпа при действием раундапа и совместном действии пробиотика БПС-44 и раундапа на протяжении 14 суток ($M \pm m$, $n=6$)

Использование препарата БПС-44 способствует нормализации функционирования почек, сопровождаемое активным выделением хлоридов из организма. При этом их концентрация в сыворотке крови уменьшается на 12% по сравнению с контролем, а в печени — на 5 %, находясь в пределах физиологической нормы.

Выводы

При действии раундапа в сыворотке крови и печени карпа наблюдаются изменения белкового обмена. Метаболиты белкового обмена у двухлеток карпа при действии раундапа, вероятно, могут использоваться как энергетические субстраты, а также принимать участие в его детоксикации. Пробиотический препарат БПС-44 способствует нормализации изученных биохимических показателей рыб в условиях гербицидной нагрузки, что подтверждает возможность использования данного пробиотика для компенсации токсического действия раундапа.

1. Барбухо Е. В. Повышение жизнеспособности икры карпа при гербицидном загрязнении пробиотическим препаратом БПС-44 / Е. В. Барбухо / Биология внутренних вод : тез. докл. XIV Школы-конференции молодых ученых. Борок, 26–30 октября 2010 г. — Борок : Ин-т биологии внутренних вод, 2010. — С. 5.
2. Давыдов О. Н. Патология крови рыб / О. Н. Давыдов, Ю. Д. Темниханов, Л. Я. Куровская. — Киев : ИНКОС, 2006. — 206 с.
3. Жиденко А. А. Влияние раундапа на динамику гистологических показателей в органах карпа / А. А. Жиденко, Е. М. Коваленко // Гидробиологический журнал. — 2006. — Т. 42, № 6. — С. 104–111.
4. Жиденко А. А. Влияние гербицидов на структурный метаболизм карпа (*Cyprinus carpio* L.) разного возраста / А. А. Жиденко // Вісник Харківського національного ун-ту ім. В. Н. Каразіна. Сер. Біологія. — 2008. — Вип. 6, № 78. — С. 86–92.
5. Жиденко А. А. Изменения биохимических показателей в печени карпа в условиях действия раундапа / А. А. Жиденко, Е. В. Бибчук / Сучасні проблеми теоретичної і практичної іхтіології : Тез. II Міжн. іхтіологічної науково-практ. конф. — Севастополь, 2009. — С. 50–52.
6. Мищенко Т. В. Окремі показники ліпідного обміну коропа як індикатори гербіцидної інтоксикації / Т. В. Мищенко // Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту ім. Володимира Гнатюка. Сер. Біологія. — 2008. — № 3 (37). — С. 114–117.
7. Пат. 46985 Україна, МПК(2009) А 23 К 1/00, С 12 N 1/20. Спосіб корекції стану антиоксидантної системи молодняку ВРХ та свиней / В. О. Агєєв, Г. М. Дяченко, С. В. Дерев'яно [та ін.]. — и 2009 08073, заявл. 31.07.2009 ; опубл. 11.01.2010, бюл. № 1. — 3 с.
8. Регуляторна роль пробіотику БПС-44 на систему антиоксидантного захисту риб в умовах зимівлі / О. С. Смольський, Т. М. Смольська, В. О. Агєєв [та ін.] // Пробиотики — XXI століття. Біологія. Медицина. Практика : мат. Міжн. науково-практичної конференції. 20–22 травня 2004 р., м. Тернопіль. — Тернопіль : Укрмедкнига, 2004. — С. 160–162.

О.В. Барбухо, А.О. Жиденко

Чернігівський національний педагогічний університет ім. Т.Г. Шевченка, Україна

ВПЛИВ ПРОБІОТИКУ БПС-44 НА БІОХІМІЧНІ ПОКАЗНИКИ В ПЕЧІНЦІ І КРОВІ КОРОПА В УМОВАХ ГЕРБІЦИДНОГО НАВАНТАЖЕННЯ

Під дією раундапу в двохрічок коропа встановлені негативні зміни, пов'язані з білковим обміном. Пробиотичний препарат БПС-44 сприяє нормалізації вивчених біохімічних параметрів, процесу детоксикації в організмі риб в умовах гербіцидного навантаження за рахунок метаболітів білкового обміну.

Ключові слова: раундап, короп, пробіотик БПС-44, кров, печінка, креатинін, сероглюкоїди, хлориди

E.V. Barbukcho, A.A. Zhidenko

T. G. Shevchenko Chernigov National Pedagogical University, Ukraine

INFLUENCE OF PROBIOTIC BPS-44 ON BIOCHEMICAL INDEXES IN CARP LIVER AND BLOOD IN THE CONDITIONS OF HERBICIDES STRESS

Under roundup action on two years carps negative changes, more than all related to the protein exchange, are detected. Probiotic preparation BPS-44 effects the normalization of studied biochemical parameters of the process of detoxication in the organism of fishes in conditions of herbicides stress due to energetic substrates – metabolites of protein exchange.

Keywords: roundup, carp, probiotic BPS-44, blood, liver, keratinous, seroglycoides, chlorides

Рекомендує до друку

Надійшла 22.02.2011

В.В. Грubicнко

УДК [577.125:58.04]582.263

А.І. ГОРДА

Тернопільський національний педагогічний університет ім. Володимира Гнатюка
вул. М. Кривоноса, 2, Тернопіль 46027, Україна**РЕГУЛЯЦІЯ БІОСИНТЕЗУ ЛІПІДІВ У *CHLORELLA VULGARIS* BEIJER. ІОНАМИ Mn^{2+} ТА Zn^{2+}**

Досліджували вплив Mn^{2+} та Zn^{2+} на інтенсивність біосинтезу ліпідів у одноклітинної водорості *Chlorella vulgaris* Beijer. В усіх випадках спостерігали загальну тенденцію до накопичення в її клітинах триацилгліцеролів, диацилгліцеролів і неетерифікованих жирних кислот, які беруть участь у захисті клітин від несприятливої дії, та зменшення вмісту фосфоліпідів. За дії Zn^{2+} ^{14}C -ацетат натрію максимально включається у фосфоліпіди, за дії Mn^{2+} – у диацилгліцеролі, а синтез ліпідів інших класів пригнічується. Вміст хлорофілів *a* і *b* за дії іонів цинку достовірно зростає, а за дії іонів марганцю – зменшується. Обговорюється регуляторна роль та токсичний вплив досліджених іонів металів щодо ліпідного обміну у хлорели.

Ключові слова: іони марганцю і цинку, ліпіди, включення ^{14}C -ацетату, хлорофіли, *Chlorella vulgaris* Beijer.

У багатьох життєвих процесах, які відбуваються у рослинному організмі на молекулярному рівні, активну участь беруть такі мікроелементи як Zn, Cu, Mn, Mo, Fe, Co, B, Se, Br та ін., які є активаторами або інгібіторами ферментів, а тому регуляторами швидкості та спрямованості метаболічних перетворень, що залежить від природи, концентрації і форми знаходження цих металів у середовищі існування та організмі [3, 7, 9].

Цинк, як важливий біогенний елемент, міститься у складі біля 40 ферментів, що беруть участь у енергетичному і білковому обміні, фотосинтезі і регуляції окисно-відновних процесів у клітинах, активуючи переважно відновні реакції, необхідний для синтезу та утворення дихальних ферментів (цитохромоксидаза), цитохромів *a* і *b* та хлорофілу, а також посилює біосинтез нуклеїнових кислот та активізує нуклеїновий обмін загалом [9, 23, 24, 26].

Марганець сприяє фіксації рослинами CO_2 в реакціях карбоксилування, чим підвищує інтенсивність фотосинтезу, бере участь у процесах відновлення нітратів і асиміляції азоту, регулює співвідношення $Fe^{2+} \leftrightarrow Fe^{3+}$, впливаючи таким чином на окисно-відновні процеси, а також входить до складу багатьох ферментних систем [9, 23, 24, 26]. Нестача марганцю небезпечна для хлоропластів, оскільки він бере участь у розщепленні води фотосистеми II, яка забезпечує фотосинтез електронами [28]. Разом з тим, надлишок іонів марганцю перешкоджає поглинанню, транспортуванню та використанню у клітинах вищих рослин деяких інших основних елементів (Ca, Fe, Cu, Al, Si, Mg, K, P і H) [33].

Щодо водоростей, то у певних концентраціях ці метали виявляють стимулюючу дію як мікроелементи, а за перевищення їх фізіологічного рівня стають щодо них стресовими чинниками [1, 12, 21].

Активну роль у захисті водоростей від надлишкових кількостей металів відіграють адаптивні метаболічні системи, зокрема кількісні і якісні зміни у біосинтезі ліпідів і білків та утворення їх комплексів, що пропонують використовувати у біотехнології направленого отримання корисних продуктів [15, 30, 41]. Згідно з нашими попередніми даними [5, 6, 12], іони металів є активними регуляторами інтенсивності та спрямованості біосинтезу ліпідів, співвідношення їх окремих класів та жирнокислотного складу, у низки водяних рослин.

Метою цього дослідження було з'ясування біосинтетичної активності у одноклітинної зеленої водорості *Chlorella vulgaris* Beijer. за дії іонів Mn^{2+} та Zn^{2+} .

Матеріал і методи досліджень

Досліди проводили на одноклітинній зеленій водорості *Chlorella vulgaris* Beijer., культуру якої вирощували при температурі $20 \pm 1^\circ C$ і освітленні 2500 лк в люменостаті у скляних колбах (250 мл) на мінеральному середовищі Фітцджеральда в модифікації Цендера і Горхема, що містив згідно пропису, крім інших катіонів, $0,058 \text{ мг/дм}^3 Mn^{2+}$ і $0,023 \text{ мг/дм}^3 Zn^{2+}$ [10, 13]. В експериментальних умовах до культури водорості додавали водні розчини $MnSO_4$, $ZnSO_4 \cdot 7H_2O$

з розрахунку на іон: Mn^{2+} – 0,2 мг/дм³ (кінцева концентрація – 0,25 мг/дм³), що відповідає 2 ГДК для водойм рибогосподарського призначення, Zn^{2+} – 5,0 мг/дм³ (кінцева концентрація – 5,023 мг/дм³), що відповідає 5 ГДК [8].

Період інкубації культури водорості з солями металів склав 3 і 7 діб. Концентрації іонів металів і тривалість їх дії вибрані у зв'язку із раніше встановленою нами найбільшою вираженістю структурно-метаболических перебудов у клітинах хлорели при вказаних концентраційно-часових градієнтах [5, 13] з врахуванням їх молярної токсичності для водоростей [8]. Контрольними були рослини, які росли у середовищі без додавання солей металів в експериментальних кількостях.

Інтенсивність біосинтезу ліпідів оцінювали за включенням $[1-^{14}C]$ -ацетату натрію при 20°C і освітленні 2500 лк протягом 120 хв. Після зупинення реакції трихлороцтовою кислотою ліпіди екстрагували, розділяли на фракції методом тонкошарової хроматографії на скляних пластинках з силікагелем L 5/40 в системі гексан–діетиловий ефір–льодяна оцтова кислота (70:30:1) і кількісно визначали згідно методики Нічолса (Nichols) в модифікації [34]. Кількість неполярних ліпідів визначали біхроматним методом на спектрофотометрі при довжині хвилі 615 нм, а вміст фосфоліпідів після їх мінералізації при 180°C визначали за кількістю неорганічного фосфору за методом Васьковського [40].

Радіоактивність зразків вимірювали на сцинтиляційному лічильнику LS-100C «Beckman» (США) і виражали в імп/хв*мг.

Визначення хлорофілів у суспензії водоростей здійснювали спектрофотометрично за диференціальними спектрами їх поглинання [19, 20].

Одержані експериментальні дані опрацьовані методами варіаційної статистики [14].

Результати досліджень та їх обговорення

У клітинах хлорели, культуру якої культивували в середовищі із солями досліджуваних металів, вміст ліпідів за дії іонів марганцю зростає на 47%, цинку – на 15% відповідно порівняно з показниками водорості, вирощеної в контрольних умовах (рис. 1).

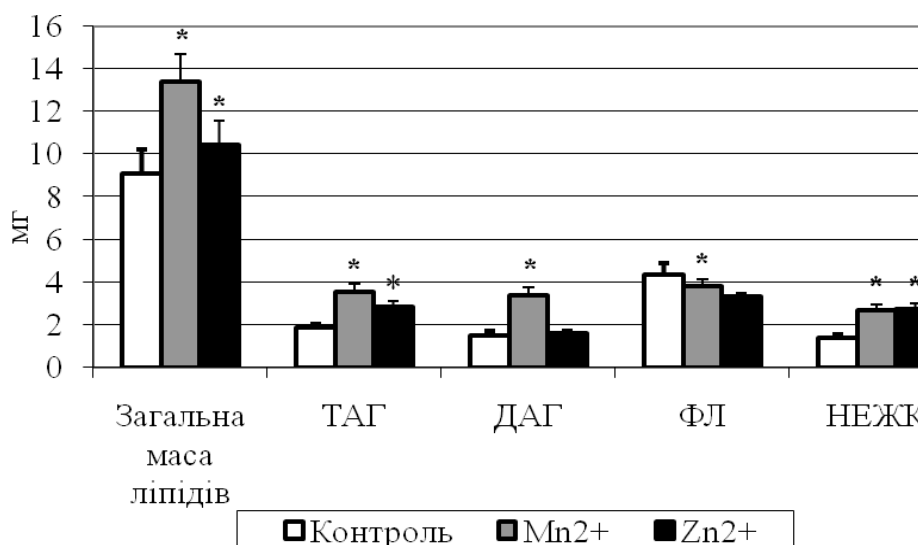


Рис. 1. Вміст триацилгліцеролів (ТАГ), диацилгліцеролів (ДАГ), фосфоліпідів (ФЛ), неетерифікованих жирних кислот (НЕЖК) і загальний вміст ліпідів у *Chlorella vulgaris* Beijer. за дії Mn^{2+} та Zn^{2+}

Примітки: * – $p < 0,05$ – 0,001 за t-критерієм Ст'юдента (по відношенню до контролю)

Щодо фракційного складу (рис. 2), то вміст ТАГ, ДАГ і НЕЖК збільшується за дії марганцю на 90%, 125% і 91%, за дії цинку – на 53%, 6% і 96% відповідно. Вміст ФЛ за дії Mn^{2+} і Zn^{2+} зменшується на 12% і 24% відповідно порівняно з контролем. Разом з тим дещо інакше змінюється співвідношення відносного вмісту ліпідів.

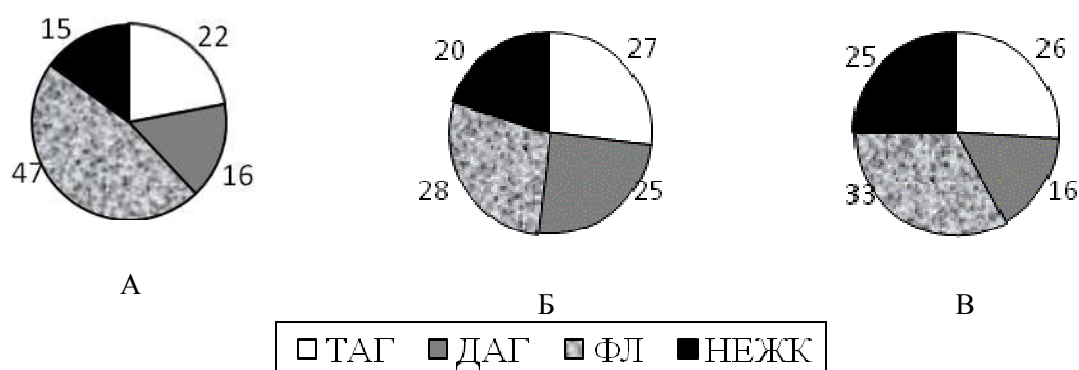


Рис. 2. Відносний вміст окремих класів ліпідів (%) у *Chlorella vulgaris* Beijer. за дії іонів металів: А – контроль; Б – Mn²⁺ (2 ГДК, 3 доби); В – Zn²⁺ (5 ГДК, 7 діб)

За дії іонів марганцю відносний вміст ТАГ, ДАГ і НЕЖК зростає на 23%, 56% і 33% відповідно, і лише ФЛ зменшується на 40%. За дії іонів цинку відносний вміст ТАГ і НЕЖК збільшується на 18% і 67% відповідно, вміст ДАГ залишається незмінним, а ФЛ зменшується на 30%.

Підвищення абсолютного вмісту ТАГ та їх відносної частки за дії іонів марганцю і цинку відбувається унаслідок необхідності ущільнення клітинних мембран як захисний механізм на їх дію [11, 13, 16], що узгоджується з даними про зростання вмісту ТАГ в клітинах хлорели при стресових ситуаціях до 80% їх сухої біомаси [2]. Збільшення вмісту ТАГ це також один із факторів стабілізації мембран, тому що вони є попередниками утворення ДАГ і НЕЖК. Зростання вмісту ДАГ та, відповідно, НЕЖК за стресової дії також пояснюється активацією ліпаз і фосфоліпаз [18, 37].

Фосфоліпіди, як складові біологічних мембран, впливають на їх пластичність і текучість, формують мікросередовище для мембранних ферментів, іонні канали, створюють умови для нормального функціонування мембранних білків, а також регулюють зв'язок клітин з середовищем їх існування [27]. Тому зменшення вмісту ФЛ під впливом іонів металів може призводити до змін агрегатного стану мембран, порушення їх функціонування, а також пошкодження, що призводить до зниження захисних властивостей організму. За дії Mn²⁺ і Zn²⁺ вміст ФЛ зменшується, що можна пояснити їх участю у зв'язуванні металів і виведенні із метаболічного пулу завдяки їх високій абсорбційній здатності [41].

Вміст НЕЖК є показником посиленого синтезу омилених ліпідів або їх розщеплення, що залежить від спрямованості метаболізму [11, 37]. В цілому збільшення вмісту НЕЖК при дії досліджуваних металів є наслідком розщеплення фосфоліпідів, вміст яких, як зазначалося, зменшується.

Одержані дані підтверджуються при вивченні інтенсивності включення ¹⁴С-ацетату в ліпіди різних класів (рис. 3).

Інтенсивність включення ¹⁴С-ацетату за дії іонів марганцю в ТАГ, ФЛ і НЕЖК зменшується на 9%, 2,5% і 17% відповідно, а в ДАГ – збільшується на 11% проти контролю. Включення міченого ацетату в ТАГ, ФЛ, НЕЖК за дії іонів цинку збільшується на 6%, 30% і 1,5% відповідно, в ДАГ – суттєвих змін немає.

Отже, за дії Zn²⁺ спостерігається тенденція до зростання включення міченого ацетату в ФЛ, а Mn²⁺ – в ДАГ з одночасним зниженням включення мітки в ліпіди інших класів. Отримані дані свідчать про те, що зростання вмісту ТАГ і ДАГ є не стільки наслідком їх синтезу de novo, скільки перерозподілом в клітині, що має місце у процесі адаптивної перебудови мембран у відповідь на дію іонів металів [12, 13]. Іони цинку, очевидно, активують тільки синтез ФЛ, хоча їх відносна частка порівняно з ліпідами інших класів знижується, можливо, у зв'язку з участю у зв'язуванні металу [41].

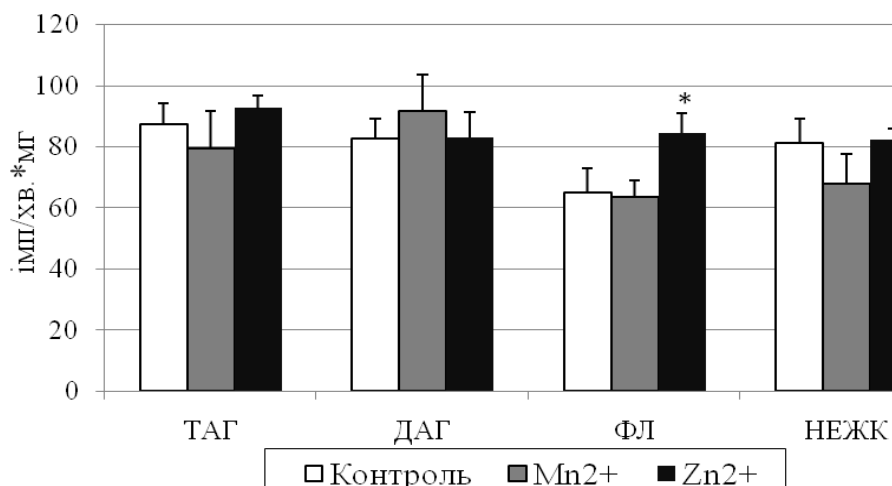


Рис. 3. Включення ¹⁴C-ацетату в ліпиди різних класів у *Chlorella vulgaris* Beijer. за дії Mn²⁺ та Zn²⁺

Примітка. * – p≤0,05 за t-критерієм Стьюдента (по відношенню до контролю)

Як відомо, синтез ліпідів у рослин відбувається переважно в хлоропластах [37], тому становило інтерес дослідження реакції на дію іонів металів хлорофілу хлорофілів (табл. 1).

Таблиця 1

Вміст хлорофілів у *Chlorella vulgaris* Beijer. за дії Mn²⁺ та Zn²⁺

Умови культивування	Вміст хлорофілів, мкг/дм ³		Співвідношення a/b
	хлорофіл a	хлорофіл b	
Контроль	273,29±27,47	183,27±14,36	1,49
Mn ²⁺ , 3 доби	188,42±17,38*	106,72±11,42**	1,77
Zn ²⁺ , 7 діб	603,94±62,62**	310,63±23,83**	1,94

Примітки: * – p<0,005; ** – p<0,002 за t-критерієм Стьюдента (по відношенню до контролю)

Одержані експериментальні дані свідчать про те, що вміст хлорофілу *a* і *b* за дії Zn²⁺ збільшується на 121% і 69% відповідно, а за дії Mn²⁺ знижується на 31% і 42% відповідно порівняно з контролем. Вплив іонів цинку на вміст хлорофілів можна пояснити його високою проникністю, рухливістю в клітині та комплексоутворюючою здатністю [4, 17, 42]. Дані досліджень [39] свідчать про те, що максимальний вміст хлорофілів *a* і *b* у *Cicer arietinum* спостерігається за дії низької концентрації Zn²⁺ (25 мМ), а мінімальний вміст пігментів – за концентрації іонів цього металу 100 мМ. Підвищені концентрації цинку впливають на вміст фотосинтезних пігментів, виділення і поглинання CO₂, а причиною пригнічення фотосинтезу є порушення цими іонами електрон-транспортного ланцюга і окислювального фосфорилування [4, 8, 21]. Так, більш електронегативні іони (Zn²⁺, Cd²⁺, Pb²⁺) інгібують електронний транспорт, а електропозитивні (Cu²⁺, Hg²⁺) прискорюють його [22].

Зниження вмісту хлорофілів за дії марганцю можна пояснити підвищеною активністю ферменту хлорофілази, що руйнує пігмент [31]. Це також може бути пов'язано з зв'язуванням Mn²⁺ з ендogenous хелаторами – переносниками Fe²⁺ до місць їх включення в метаболізм порфіринів або вибірково заміщенням іонами марганцю іонів заліза в активних центрах низки ферментів, включно тих, що беруть участь у синтезі тетрапіролів, які входять до складу хлоропластів [21, 25, 29]. У роботі [29] показано, що вміст пігментів у синьозеленої водорості *Anacystis nidulans* за дії марганцю при нестачі азоту знижується, що пояснюють здатністю іонів марганцю конкурувати з іонами заліза за деякі функціональні сайти, що беруть участь в синтезі тетрапіролів. Токсичну дію марганцю пов'язують з утворенням Mg-протопорфіринів, у зв'язку з чим місце дії Mn²⁺ може знаходитися після вставки (введення) Mg²⁺ у протопорфіринове кільце. Інгибуючий вплив марганцю на вміст пігментів також спостерігали у *Pisum sativum* [35] та молодих рослин ячменю при зростанні у середовищі з іонами металу [38]. Надмірна кількість марганцю у рослинах рису пригнічує фотосинтез завдяки накопиченню металу в

тилакоїдах хлоропластів, що може пошкоджувати їх структуру [32]. Отже, метаболічні ефекти, які викликають іони марганцю, переважно інгібуючого типу, пов'язані з його дією на метал-залежні метаболіти, що визначають інтенсивність протікання ряду фізіологічно важливих процесів.

Співвідношення хлорофілів *a/b* в цілому має тенденцію до зростання. Разом з тим, за дії Mn^{2+} і Zn^{2+} цей показник зростає на 19% і 30% відповідно. В цілому, зростання кількості та переважання хлорофілу *a* над хлорофілом *b* співвідноситься з загальною тенденцією до зростання за дії досліджених металів вмісту ліпідів в хлоропластах [5], де вони переважно синтезуються, та адаптивною відповіддю фотосинтезного апарату клітин водяних рослин на токсичний стрес, викликаний високими концентраціями іонів Mn^{2+} та Zn^{2+} [4, 21].

Отже, іони марганцю та цинку в досліджених концентраціях і термінах їх дії виявили різноспрямовану дію щодо зміни деяких досліджених показників (включення міченого ацетату і вміст хлорофілів) Так, максимальне зростання вмісту три- та диацилгліцеролів у клітинах хлорели спостерігається за дії Mn^{2+} , неестерифікованих жирних кислот – Zn^{2+} . Включення міченого ацетату в ТАГ зростає лише за дії Zn^{2+} , в ДАГ – максимально зростає за дії Mn^{2+} , у ФЛ – Zn^{2+} . За дії іонів марганцю вміст хлорофілів знижується, а вміст ТАГ і ДАГ зростає. Ці ефекти можуть бути пов'язані з переміщенням синтезу ліпідів цих класів з хлоропластів у цитоплазму, що спостерігається за стресового впливу на рослини різних чинників, і має адаптивне значення [37].

Відмінності впливу металів ймовірно пов'язані не стільки з їх концентрацією та часом дії, а, насамперед, визначаються їх хімічною природою, токсичністю та механізмами дії [36]. Одним з визначальних механізмів дії металів є стійкість їх хелатів, що утворюються унаслідок зв'язування їх надлишку рослинами з утворення комплексів з функціональними групами різних органічних сполук, стабільність яких визначається рядом стійкості Ірвінга-Вільямса: $Cd \sim Mn < Co < Zn < Ni < Cu < Pb < Hg$ [4]. Ступінь хелатування металів впливає на рухливість іонів в клітині і дію на молекули-мішені, як наприклад, цинку на ферменти дихання водних рослин [21].

Висновки

Отже, іони досліджених металів викликають різноспрямовані зміни ліпідного складу клітин хлорели, що, ймовірно, пов'язане з різними механізмами їх дії на метаболізм клітин та його адаптивні перебудови, спрямовані на зменшення впливу металів. Разом з тим, досліджені метали викликали тенденцію до накопичення ліпідів і посилення синтезу окремих їх класів, особливо ТАГ, ДАГ і зростання вмісту НЕЖК. Це є проявом формування захисних систем у клітинах від токсичної дії металів на рівні мембран [12], а, разом з тим, може бути використано для регуляції біосинтезу ліпідів в біотехнологічних умовах культивування водоростей. Найяскравіші ефекти щодо ліпідного обміну виявили іони марганцю, що вибірково стимулювали синтез і накопичення окремих біотехнологічно важливих класів ліпідів.

1. Боднар О. І. Адаптивні властивості водоростей за дії іонів металів : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. біол. наук. Спец. "Гідробіологія" / О. І. Боднар. – Київ, 2008. – 22 с.
2. Верещагин А. Г. Биохимия триглицеридов / А. Г. Верещагин – М. : Наука, 1972. – 307 с.
3. Власюк П. А. Участие микроэлементов в обмене веществ растений / П. А. Власюк, В. А. Жидков, В. И. Ивченко [и др.] // Биологическая роль микроэлементов – М. : Наука, 1983. – С. 97–105.
4. Влияние тяжелых металлов на растения и механизмы защиты / Растение и стресс. Курс лекций. – Екатеринбург. 2008. – С. 215–232. – Режим доступа: http://elar.usu.ru/bitstream/1234.56789/1580/7/1333214_program.pdf
5. Горда А. И. Регуляция биосинтеза липидов у *Chlorella vulgaris* Beijer. ионами цинка и свинца / А. И. Горда // III международная конференция-школа «Соврем. проблемы физиол. и биохим. водн. организмов», 22–26 июня 2010, Петрозаводск. – Петрозаводск, 2010. – С. 40–42.
6. Горда А. И. Интенсивність біосинтезу протеїнів, вуглеводів та ліпідів у *Chlorella vulgaris* Beijer. за дії іонів цинку і свинцю / А. І. Горда, В. В. Грубінко // Укр. біохім. журн. — Т. 82 (Спец. вип. Мат. X Укр. біохім. з'їзду, 13-17 вересня 2010, Одеса), №4 (додаток 1). — С. 167.
7. Грубінко В. В. Регуляторная роль металлов в адаптации гидробионтов: эволюционно-экологические аспекты / В. В. Грубінко // III международная конференция-школа «Соврем. проблемы физиол. и биохим. водн. организмов», 22–26 июня 2010 г. – Петрозаводск. – С. 43–46.
8. Давыдова С. Л. Тяжелые металлы как супертоксиканты XXI века : Учебн. пос. / С. Л. Давыдова, В. И. Тагасов. – М., 2002. – 140 с.

9. *Дмитриева А. Г.* Физиология растительных организмов и роль металлов / А. Г. Дмитриева, О. Н. Кожанова, Н. Л. Дронина. – М. : Изд-во МГУ, 2002. – 160 с.
10. *Золоторьова О. К.* Перспективи використання мікробіодоростей у біотехнології / О. К. Золоторьова, Є. І. Шнюкова, О. О. Сиваш, Н. Ф. Михайленко. – Київ : Альтерпрес, 2008. – 234 с.
11. *Крепс Е. М.* Липиды клеточных мембран / Е. М. Крепс. – Л. : Наука, 1981. – 144 с.
12. *Костюк К. В.* Структурно-функціональні реакції клітин водних рослин на дію токсикантів: автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. біол. наук. Спец. “Гідробіологія” / К. В. Костюк. – Київ, 2011. – 25 с.
13. *Костюк К.* Вплив іонів цинку, свинцю та дизельного палива на ліпідний склад мембран клітин водних рослин / К. Костюк, В. Грубінко // Вісник Львівського ун-ту. Серія біологічна. – Львів : ЛНУ, 2010. – Вип. 54. – С. 257–264.
14. *Лакин Г. Ф.* Биометрия / Г. Ф. Лакин. – М. : Высшая школа, 1990. – 352 с.
15. *Лебедева А. Ф.* Устойчивость цианобактерий и микроводорослей к действию тяжелых металлов: роль металлсвязывающих белков / А. Ф. Лебедева, Я. В. Саванина, Е. Л. Барский, М. В. Гусев // Вест. Моск. ун-та. – Сер. 16. Биология. – 1998. – № 2. – С. 42–48.
16. *Лось Д. А.* Восприятие стрессовых сигналов биологическими мембранами / Д. А. Лось // Проблемы регуляции в биологических системах. Биофизические аспекты. – М.–Ижевск : НИЦ «Регулярная и хаотическая динамика», 2007. – С. 329–360.
17. *Мецлер Д.* Биохимия. Химические реакции в живой клетке: в 3 т. / Д. Мецлер. – М. : Мир, 1980. – Т.1. – С. 264–267.
18. *Мецлер Д.* Биохимия. Химические реакции в живой клетке : в 3 т. / Д. Мецлер. – М. : Мир, 1980. – Т. 2. – С. 609.
19. *Определение содержания хлорофилла в планктоне пресных водоемов* / Сост. Л. А. Сиренко, А. В. Курейшевич. – Київ : Наукова думка, 1982. – 52 с.
20. *Оцінка стану водоймищ шляхом визначення пігментів фітопланктону* / Методичний посібник з визначення якості води. – Київ, 2005. – С. 16–19.
21. *Пасічна О. О.* Газообмін та пігментна система макрофітів за дії іонів міді (II) і марганцю (II) водного середовища : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. біол. наук. Спец. “Гідробіологія” / О. О. Пасічна – Київ, 2004. – 24 с.
22. *Поліщук А. В.* Влияние ионов тяжелых металлов на перенос электронов на акцепторной стороне фотосистемы II / А. В. Поліщук, Н. Н. Толчий, К. М. Сытник // Доповіді НАН України. – 2009. – № 6. – С. 203–210.
23. *Романенко В. Д.* Основы гидроэкологии / В. Д. Романенко. – Київ : Обереги, 2001. – 728 с.
24. *Физиология растительных организмов и роль металлов* / Под ред. Н. М. Чернавской. – М. : Изд-во МГУ, 1989. – 157 с.
25. *Шалыго Н. В.* Влияние катионов Mn^{2+} на накопление ранних порфириновых предшественников хлорофилла в проростках ячменя / Н. В. Шалыго, В. В. Воронцовская, Н. Г. Аверина // Весці НАН Беларусі. Серыя біялагічных навук. – 1997. – № 1. – С. 25–29.
26. *Школьник М. Я.* Растения в экстремальных условиях минерального питания / М. Я. Школьник. – Л. : Наука, 1983. – 176 с.
27. *Abbas C. A.* The relationship between growth temperature, fatty acid composition and the physical state and fluidity of membrane lipids in *Yersinia enterocolitica* / C. A. Abbas, G. L. Card. // Biochim. Biophys. Acta. – 1980. – Vol. 602, № 3. – P. 469–476.
28. *Buchanan B.* Biochemistry and molecular biology of plants / B. Buchanan, W. Grusen, R. Jones // American Society of Plant Physiologists. – Maryland, 2000. – 1367 p.
29. *Csatorday K.* Mn^{2+} and Co^{2+} toxicity in chlorophyll biosynthesis / K. Csatorday, Z. Gombos, B. Szalontai // Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA. – 1984. – Vol. 81, № 2. – P. 476–478.
30. *Foulkes E. C.* Transport of Toxic Heavy Metals Across Cell Membranes / E. C. Foulkes // Proceedings of the Society for Experimental Biology and Medicine. – 2000. – Vol. 223, № 3. – P. 234–240.
31. *Howe P.* Manganese and Its Compounds: Environmental Aspects / P. Howe, H. Malcolm, S. Dobson. – Geneva : World Health Organization, 2004. – 70 p.
32. *Lidon F. C.* Rice tolerance to excess Mn: Implications in the chloroplast lamellae and synthesis of a novel Mn protein / F. C. Lidon, M. G. Teixeira // Plant Physiol. Biochem. – 2000. – № 38. – P. 969–978.
33. *Mukhopadhyay M.* Manganese in cell metabolism of higher plants / M. Mukhopadhyay, A. Sharma // Bot. Rev. – 1991. – Vol. 57, № 2. – P. 117–149.
34. *Nichols B. W.* Separation of lipid of Photosynthetic Tissues: Improvement in Analysis by Thin-Layer Chromatography / B. W. Nichols // Biochim. Biophys. Acta. – 1963. – Vol. 70, № 1. – P. 417–422.
35. *Rezai K.* Manganese Toxicity Effects on Chlorophyll Content and Antioxidant Enzymes in Pea Plant (*Pisum sativum* L. c.v qazvin) / K. Rezai, T. Farboodnia // Agricultural Journal. – 2008. – Vol. 3, № 6. – P. 454–458.

36. Rozentsvet O. A. Effect of heavy metals upon lipid metabolism in *P. Perfoliatus* / O. A. Rozentsvet, E. S. Bosenko, I. A. Guschina // 16th Intern. Plant Lipid symposium. Budapest, Hungary, 1-4 June 2004: Oral and poster presentations. – Budapest, 2004. – P. 202–204.
37. Schmid K. M., Ohlrogge J. B. Lipid metabolism in plants / Biochemistry of Lipids, Lipoproteins and Membranes / Ed. D. E. Vance, J. E. Vance. – Amsterdam : Elsevier, 2002. – P. 93–126.
38. Stoyanova Z. Effect of Cu and Mn toxicity on growth parameters and photosynthetic pigments of young barley plants / Z. Stoyanova, L. Simova-Stoilova, K. Demirevska-Kepova, E. Smilova // Compt. Rend. Acad. Bulg. Sci. – 2002. – Vol. 55, № 8. – P. 83–88.
39. Sharma S. Morphological and Biochemical Response of *Cicer arietinum* Var.-Pusa-256 Towards an Excess Zinc Concentration / S. Sharma, P. Sharma, Sh. P. Datta, V. Gupta // African Journal of Basic & Applied Sciences. – 2009. – Vol. 1, № 5-6. – P. 105–109.
40. Vaskovsky V. E. A universal reagent for phospholipids analysis / V. E. Vaskovsky, E. V. Kastetsky, I. M. Vasedin // J. Chromatogr. – 1985. – Vol. 114, № 1. – P. 129–141.
41. Wang L. Contribution of Cell Outer Membrane and Inner Membrane to Cu²⁺ Adsorption by Cell Envelope of *Pseudomonas putida* 5-x. / L. Wang, Q. Zhou, H. Chua. // J. Environ. Science and Health. Part A. – 2004. – Vol. 39, № 8. – P. 2071–2080.
42. Webb M. Metallothionein in regeneration, reproduction and development / M. Webb // Exp. Suppl. – 1987. – Vol. 52. – P. 483–498.

А.И. Горда

Тернопольский национальный педагогический университет им. В. Гнатюка, Украина

РЕГУЛЯЦИЯ БИОСИНТЕЗА ЛИПИДОВ У *Chlorella vulgaris* BEIJER. ИОНАМИ Mn²⁺ И Zn²⁺

Исследовали влияние Mn²⁺ и Zn²⁺ на интенсивность биосинтеза липидов в одноклеточной водоросли *Chlorella vulgaris* Beijer. Во всех случаях наблюдали общую тенденцию к накоплению в клетках водоросли триацилглицеролов, диацилглицеролов и неэтерифицированных жирных кислот, которые участвуют в защите клеток от неблагоприятного воздействия, и уменьшение содержания фосфолипидов. При действии Zn²⁺ ¹⁴C-ацетат натрия максимально включается в фосфолипиды, при действии Mn²⁺ – в диацилглицеролы, а синтез других классов липидов угнетается. Содержание хлорофиллов *a* и *b* при действии ионов цинка существенно возрастает, а при действии ионов марганца – уменьшается. Обсуждается регуляторная роль и токсическое воздействие исследованных ионов металлов на липидный обмен у хлореллы.

Ключевые слова: ионы марганца и цинка, липиды, включение ¹⁴C-ацетата, хлорофиллы, *Chlorella vulgaris* Beijer.

A.I. Gorda

Volodymyr Gnatyuk Ternopil National Pedagogical University, Ukraine

REGULATION OF LIPID BIOSYNTHESIS IN *CHLORELLA VULGARIS* Beijer.

BY Mn²⁺ AND Zn²⁺

Investigated influence of Mn²⁺ and Zn²⁺ on intensity of biosynthesis of lipids in unicellular algae *Chlorella vulgaris* Beijer. In all cases there is a general tendency to the accumulation of triacylglycerols, diacylglycerols and nonesterified fatty acids, which participate in protecting of cells of algae from an unfavorable action, and diminishing content of phospholipids. For the actions of Zn²⁺ ¹⁴C-acetate is maximally included in phospholipids, for the actions of Mn²⁺ – in diacylglycerols, and the synthesis of other classes of lipids was inhibited. The content of chlorophylls *a* and *b* grows substantially for the actions of ions of zinc, and for the actions of ions of manganese – diminishes. We discuss the regulatory role and toxic influence of ions of metals on lipid metabolism in chlorella.

Keywords: ions of manganese and zinc, lipids, including ¹⁴C-acetate, chlorophylls, *Chlorella vulgaris* Beijer.

Рекомендує до друку

В.В. Грubbінко

Надійшла 21.02.2011

УДК 597.585.1(282.247+282.271+285.2)

О.Г. ЗІНЬКОВСЬКИЙ, О.С. ПОТРОХОВ, Ю.М. ХУДІЯШ, В.П. ПУСТОВГАР

Інститут гідробіології НАН України, Київ
пр-т Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210, Україна

АКТИВНІСТЬ ЛАКТАТДЕГІДРОГЕНАЗИ У ДЕЯКИХ ВИДІВ РИБ З РІЗНИХ ПОПУЛЯЦІЙ

Визначено активність лактатдегідрогенази в зябрах, печінці і м'язах чотирьох видів риб (судак, окунь, бичок пісочник і бичок кругляк) з різних популяцій. Показано, що інвазивні риби (бички) мають ширші межі змін активності ферменту. Це дає їм можливість адекватніше розвивати адаптивні реакції на дію чинників середовища порівняно з аборигенними рибами.

Ключові слова: аборигенні риби, інвазійні риби, активність ЛДГ, коефіцієнт варіації

Створення дамб, водосховищ, водозаборів, каналів, осушення водно-болотних угідь і інші перетворення кардинально змінили гідрографію водоймищ, що, природно, викликало перерозподіл видів в рибних угрупованнях відповідно до нового характеру біотопів і встановлення зв'язків між ізольованими раніше басейнами [1]. Так, на середній течії Дніпра в результаті споруди каскаду водосховищ змінилися гідрохімічні і гідрологічні умови існування, а, як наслідок, – видовий склад і чисельність риб. Іхтіофауна поповнилася за рахунок проникнення з гирла Дніпра через шлюзові камери дамб окремих видів, зокрема бичкових [2, 4]. Розширення ареалів риб-вселенців і зменшення ареалів аборигенних видів риб, очевидно, пов'язано з зміною мінералізації та іонного складу прісноводних водойм. [5]. Здатність інвазійних риб до розмноження в прісній воді проявилася після зменшення швидкості течії і збіднення кормової бази в пониззі річок і естуаріях [3]. Зокрема, до таких видів належать риби понтокаспійського фауністичного комплексу. Характерними представниками цього комплексу є бичок пісочник *Neogobius fluviatilis* (Pal.) та бичок кругляк *Neogobius melanostomus* (Pall.).

На відміну від агресивних вселенців аборигенні види риб виявляють низку здатність пристосуватися до антропогеннозміненого середовища, ілюструючи цим відсутність екологічної полівалентності. Здатність до активної адаптації інвазійних та пригнічення місцевих аборигенних видів риб може мати дві основні причини. По перше, завдяки антропогенним змінам середовища створюються гідрологічні та гідрохімічні умови, що задовольняють риб понтокаспійського комплексу та сприяють їх розповсюдженню, одночасно ускладнюючи існування аборигенних видів. Другою причиною може бути різниця між цими групами риб у швидкості та адекватності адаптивних реакцій, які протікають на фізіолого-біохімічному рівні.

У риб одним з показників, що характеризує протікання енергетичних процесів пристосування до умов навколишнього середовища, є зміни активності лактатдегідрогенази (ЛДГ). Цей показник застосовують для системи біохімічного тестування та біоіндикації водних екосистем [6].

З'ясування цієї проблеми і є метою роботи.

Матеріал і методи досліджень

Дослідження здійснені влітку в місцях постійного мешкання бичка пісочника та бичка кругляка, а саме на р. Рось біля м. Біла Церква, в пониззі р. Ірпін, Київському водосховищі в районі с. Лютиж та на Чорному морі в районі м. Коблево.

Активність ЛДГ інвазійних риб в різних умовах існування вивчена порівняно з аборигенними видами, зокрема судаком *Sander lucioperca* (L.) та окунем *Perca fluviatilis* (L.). Активність лактатдегідрогенази (нмоль НАДН/хв.×мг білка) визначали так [7]: до 3 мл 0,05 молярного калій-фосфатного буфера (рН 7,5) з 1 моєм пірувату натрію додавали 0,05 мл 0,009 молярного розчину НАДН та 0,1 мл гомогенату тканин, який містив 0,1–0,2 мг білків, вимірювали зміну екстинції при 340 нм на спектрофотометрі СФ–26.

Отримані дані оброблені статистично з допомогою програми Statistica 5.5 та за П. Ф. Рокицьким [8].

Результати досліджень та їх обговорення

Зміни активності ЛДГ в різних тканинах риб свідчать про гіпоксію [9], наявність стресових ситуацій або токсичних навантажень [10, 13], про зміну солоності та мінералізації води [11]. Зміни активності ЛДГ в м'язах залежить також від темпів росту риб [12]. Тому цей показник широко використовують при оцінці екологічної ситуації водойм та фізіологічного стану риб.

Як показали наші дослідження, у хижих аборигенних видів риб найвищі значення активності ЛДГ спостерігаються в зябрах, потім – м'язах та печінці. В залежності від умов існування (річка або водосховище) у судака достовірні відмінності у активності ЛДГ між його двома популяціями відмічені лише для м'язів. При цьому показник вищий у риб з р. Рось порівняно з Київським водосховищем на 28,9% (рис. 1). Це свідчить про задовільні умови існування судаків в літній період у Київському водосховищі, зокрема високі темпи росту завдяки забезпеченості риб кормом та сприятливому кисневому режиму.

Подібні закономірності спостерігали і у окуня – підвищення активності ЛДГ (на 31,2 %) в м'язах риб з р. Рось (рис. 1). В печінці риб з Київського водосховища відмічено зростання активності ЛДГ на 14,8% порівняно з цим показником у окуня з річки Рось. Отже, цей орган перебуває в стані підвищеного навантаження, наслідком якого є зростання анаеробних процесів в печінці.

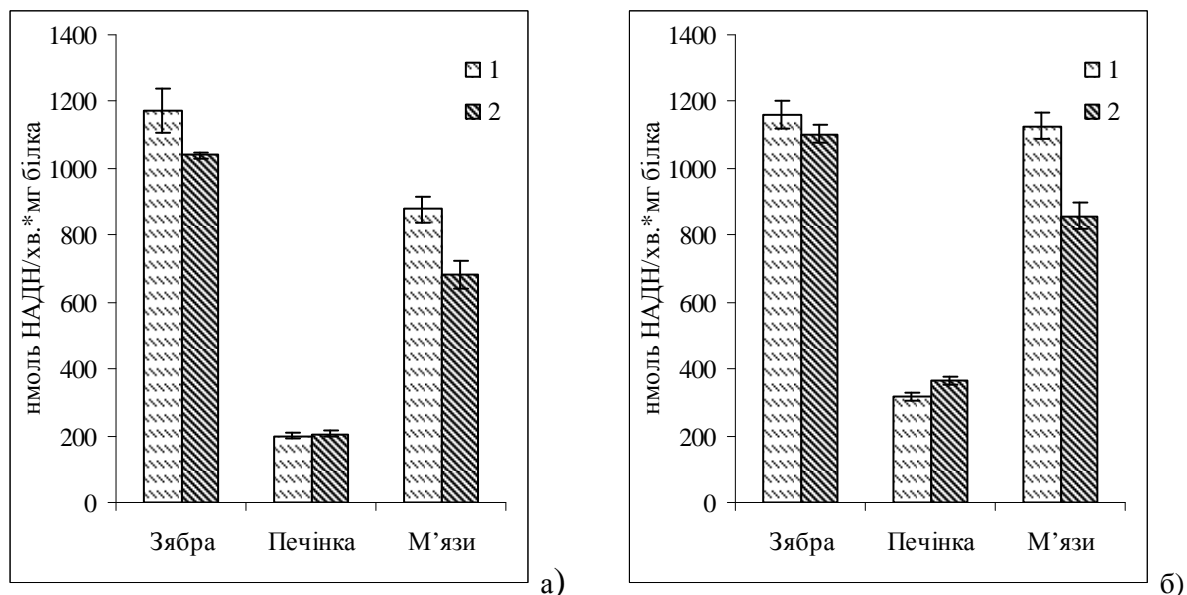


Рис.1. Активність ЛДГ в тканинах судака (а) та окуня (б), $M \pm m$

Примітки: 1. – р. Рось; 2 – Київське водосховище

Активність ЛДГ в зябрах у представників аборигенних видів з різних ареалів не змінюється. Це свідчить, що наявні гідрохімічні та гідрологічні умови існування (р. Рось та Київське водосховище) є для них задовільними.

Представники інвазійних видів риб мають відмінну картину змін активності ЛДГ в залежності від ареалу мешкання їх популяцій. Зокрема, в різних популяціях бичка пісочника (р. Рось, р. Ірпінь, Київське водосховище) встановлені суттєві відмінності активності ЛДГ в усіх досліджених нами тканинах (рис. 2). Звертає на себе увагу той факт, що в популяції риб, які перебувають в найбільш сприятливих умовах і мають високі темпи росту та коефіцієнти вгодованості, активність ЛДГ в усіх трьох тканинах суттєво нижче порівняно з особинами, які перебувають в пригніченому стані, встановленому згідно морфо-фізіологічних показників (популяція з Київського водосховища).

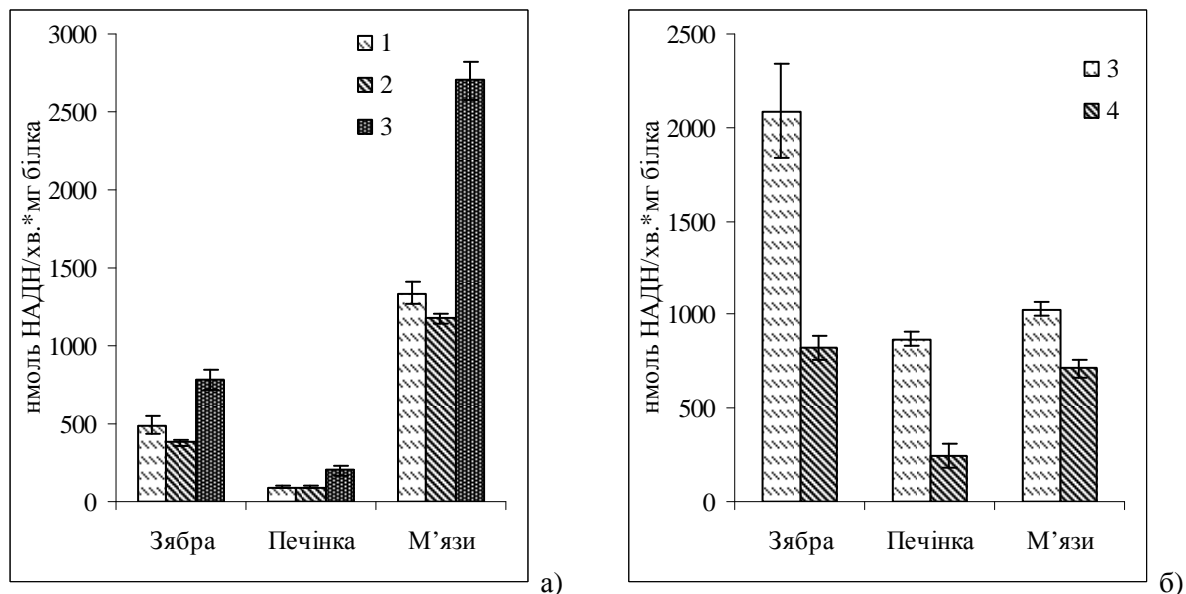


Рис. 2. Активності ЛДГ в тканинах бичків пісочників (а) та бичка кругляка (б), $M \pm m$

Примітки: 1. – р. Рось; 2 – р. Ірпінь; 3 – Київське водосховище; 4 – Чорне море

Встановлена така ж відповідність активності ЛДГ ступеню екологічного благополуччя двох цілком відмінних популяцій бичка кругляка з Київського водосховища та Чорного моря. Розміри, темпу росту, плодючість та інші фізіологічні показники цих популяцій відрізняються суттєво, ілюструючи значну перевагу материнської чорноморської популяції. Для цього виду характерно значне зростання активності ЛДГ при їх інвазії в прісноводні водойми, яке викликане напруженням адаптивних механізмів при низькосольовому режимі, пристосуванню до дії нових абіотичних та біотичних чинників. Так, встановлено, що активність ЛДГ в зябрах, печінці та м'язах прісноводної популяції бичків відповідно 2,5; 3,5 та 1,4 разів вище порівняно з рибами з Чорного моря (рис. 2). Це свідчить про напружений стан метаболізму у бичка кругляка в нових умовах перебування. Однак і в цих умовах зазначений вид активно розповсюджується.

Найбільшої уваги заслуговує показник видової варіабельності активності ЛДГ. Зокрема, на високі адаптаційні можливості риб вселенців вказують широкі межі змін цього показника у двох видів бичків. Висока варіабельність активності ЛДГ (41,5–54,2 %) в тканинах цих видів вказує на те, що інвазійні риби можуть адекватно змінюють активність ферментів в залежності від потреб пристосування до нових умов (табл. 1).

Таблиця 1

Коефіцієнт варіації (v) активності лактатдегідрогенази в різних видів риб

	Судак	Окунь	Бичок пісочник	Бичок кругляк
Зябра	13,72	9,78	35,76	54,18
Печінка	12,26	12,09	49,60	44,00
М'язи	18,44	16,10	41,47	19,32

На відміну від них аборигенні види з різних ареалів розповсюдження виявляють значну стабільність коефіцієнта варіабельності (від 9,8 до 18,4 %) активності ЛДГ в різних тканинах. Це може бути однією з причин низької адаптивної лабільності та екологічної моновалентності цих видів.

Висновки

Володіючи широкими межами змін активності ферментів, інвазійні види забезпечують вищу адекватність адаптаційних реакцій до дії чинників навколишнього середовища порівняно з аборигенними рибами.

1. *Биологические инвазии водных и наземных экосистем* / Под ред. А. Ф. Алимова, Н. Г. Богуцкой. – М. : Товарищество научных изданий КМК, 2004. – 436 с.
2. *Вербицкий В. Б.* Избираемые температуры каспийских рыб-вселенцев (бычков головача и цуцика) в сравнении с двумя аборигенными видами (пескарем и гольцом) / В. Б. Вербицкий, И. В. Гибенко, А. М. Свирский // *Поведение рыб : мат. докл. Межд. конференции*, 1-4 ноября 2005 г., Борок, Россия. – М. : АКВАРОС, 2005. – С. 58–62.
3. *Гладкий Т. В.* Физиолого-морфологические адаптации рыб, обитающих в придунайских озерах, к антропогенному воздействию / Т. В. Гладкий, Ю. Н. Олейник, В. В. Заморов [и др.] / *Современные проблемы физиологии и биохимии водных организмов : Мат. междунар. Конференции*. 6–9 сентября 2004 г., Петрозаводск (Республика Карелия, Россия). – Петрозаводск, 2004. – С. 32–33.
4. *Заморов В. В.* Вспышка численности бычка-кругляка *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1811) в придунайских озерах / В. В. Заморов, М. М. Джуртубаев, Ю. Н. Олейник [и др.] / *Актуальные проблемы сохранения устойчивости живых систем : Мат. VIII Межд. научной экологической конференции*. – Белгород, 2004. – С. 66–67.
5. *Екологічне оздоровлення Дніпра (досвід міжнародної співпраці)* / В. Шевчук, О. Мазуркевич, В. Навроцький [та ін.]. – Київ, 2001. – 267 с.
6. *Лукьянова О. Н.* АТФ-азы как неспецифические молекулярные биомаркеры состояния гидробионтов при антропогенном загрязнении / О. Н. Лукьянова / *Тез. докл. II науч. конф. «Биотехнология – охране окружающей среды»*. – М. : МГУ, 2004. – С. 124.
7. *Методы биохимических исследований (липидный и энергетический обмен)*. Учебн. пособие. / Под редакцией М. И. Прохоровой. – Л. : Изд-во Ленинградского университета, 1982. – 272 с.
8. *Рокицкий П. Ф.* Биологическая статистика / П. Ф. Рокицкий. – Минск : Высшейш. школа, 1973. – 320 с.
9. *Martínez M. L.* Population variation in hypoxic responses of the cichlid *Pseudocrenilabrus multicolor victoriae* / M. L. Martínez, L. J. Chapman, B. B. Rees // *Can. J. Zool.* – 2009. – Vol. 87, № 2. – P. 188–194.
10. *Oluah N. S.* Effects of exposure to sublethal concentrations of gammalin 20 and actellic 25 ec on the liver and serum lactate dehydrogenase activity in the fish *Clarias albopunctatus* / N. S. Oluah, J. Ch. Ezigbo, N. C. Anya // *Animal Research International*. – 2005. – Vol. 2, № 1. – P. 231–234.
11. *Regulation of Lactate Dehydrogenase in Tilapia (Oreochromis mossambicus) Gills during Acclimation to Salinity* / Yung-Che Tseng, Jay-Ron Lee, Joshua Chia-Hsi Chang [et. al.] // *Challenge Zoological Studies*. – 2008. – Vol. 47, № 4. – P. 473–480.
12. *Tzung-Horng Yang.* Activity of lactate dehydrogenase but not its concentration of messenger RNA increases with body size in barred sand bass, *Paralabrax nebulifer* (Teleostei) / Tzung-Horng Yang, G. N. Somero // *Bid. Bull.* – 1996. – Vol. 191. – P. 155–158.
13. *Velisek J.* Effects of acute exposure to bifenthrin on some haematological, biochemical and histopathological parameters of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) / J. Velisek, Z. Svobodova, V. Piackova // *Veterinarni Medicina*. – 2009. – Vol. 54, № 3. – P. 131–137.

О.Г. Зиньковский, А.С. Потрохов, Ю.Н. Худияш, В.П. Пустовгар

Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

АКТИВНОСТЬ ЛАКТАТДЕГИДРОГЕНАЗЫ У НЕКОТОРЫХ ВИДОВ РЫБ ИЗ РАЗНЫХ ПОПУЛЯЦИЙ

Определена активность лактатдегидрогеназы в жабрах, печени и мышцах четырех видов рыб (судак, окунь, бычок песочник и бычок кругляк) из различных популяций. Показано, что инвазивные рыбы (бычки) имеют более широкие границы изменений активности фермента. Это дает им возможность более адекватно развивать адаптивные реакции на действие факторов окружающей среды по сравнению с аборигенными рыбами.

Ключевые слова: аборигенные рыбы, инвазивные рыбы, активность ЛДГ, коэффициент вариации

O.G. Zinkovskiy, A.S. Potrokhov, J.N. Hudijash, V.P. Pustovgar

Institute of hydrobiology NAS of Ukraine, Kyiv

ACTIVITY OF LACTATE DEHYDROGENASE AT SOME SPECIES OF FISHES FROM DIFFERENT POPULATIONS

Activity lactate dehydrogenase of gills, liver and muscles of four species of fishes (sandre, perch, monkey goby and round goby) from various populations is considered. It is shown, that invasive fishes (gobies) have wider limits of changes of ferment activity. It enables them possibility to more adequately adaptable reactions to action of environmental factors in comparison with vulnerable indigenous fishes.

Keyword: indigenous fishes, invasive fishes, lactate dehydrogenase, coefficient of variation

Рекомендує до друку

Надійшла 21.02.2011

В.В. Грубінко

УДК 581.1:(577.127+577.128)

А.В. КАЛИНОВСЬКА¹, О.В. ВАСИЛЕНКО², К.В. КОСТЮК², А.І. ГЕРЦ²

¹Інститут гідробіології НАН України

пр-т Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210

²Тернопільський національний педагогічний університет ім. Володимира Гнатюка

вул. М. Кривоноса, 2, Тернопіль 46027, Україна

ВПЛИВ СВІТЛА РІЗНОГО СПЕКТРАЛЬНОГО СКЛАДУ НА ЕНЕРГЕТИЧНИЙ ТА АЗОТНИЙ ОБМІН У ВОДОРОСТЕЙ

Досліджено вплив монохроматичного світла різної довжини хвилі на функціонування ключових ферментів енергетичного та азотного обміну у деяких представників Cyanophyta і Chlorophyta. Виявлено ряд видоспецифічних реакцій клітин водоростей за дії білого, червоного та синього світла.

Ключові слова: водорості, спектр світла, сукцинатдегідрогеназа, АТФ-аза, глутаматдегідрогеназа

Серед низки факторів, від яких залежить перебіг фотосинтетичних процесів, найважливішим є світло, зокрема, його інтенсивність та спектральний склад. Найефективнішими для фотосинтезу виявилися червоні промені, оскільки енергії їх квантів цілком достатньо для фотозбудження молекули хлорофілу та запуску фотохімічних реакцій [12].

Різна інтенсивність світла та якісний його склад впливають і на спектр продуктів фотосинтезу. Так, сині промені спектру (458–480 нм) порівняно з червоними (670–680 нм) посилюють інкорпорацію міченого вуглецю в малат, деякі амінокислоти та білки, а також активують ФЕП-карбоксилазу, яка впливає на включення ¹⁴C-субстратів до складу C₄-дикарбонових кислот [12].

Крім забезпечення фотосинтезу, світло також впливає на ріст і розвиток рослин, тобто виконує регуляторну функцію. Причому фотосинтетичні пігменти в цих процесах не є головними, основну функцію в них виконують специфічні фоторецептори – фітохромні пігменти. Отже, функціонування рослин визначається не тільки кількістю, але й якістю світла.

Спектральний склад є також одним із найважливіших факторів, які впливають на екологічні характеристики вищих і нижчих рослин. Так, якість світла, що змінюється з глибиною, значною мірою визначає розподіл фітопланктону у водоймах [14]. Відомо, що в прозорих водах на великих глибинах домінує синє світло, в неглибоких озерах з безбарвною

водою глибше проникають зелені промені, а при слабкому забарвленні води – жовті [14]. Відповідно до цього різні групи водоростей займають певні екологічні ніші.

Слід зазначити, що водорості мають значну амплітуду пластичності щодо зміни освітлення, яка пов'язана з унікальним набором адаптивних механізмів і реакцій, що змінюють морфологію, анатомію, ультраструктуру, метаболізм і енергетику фотосинтезуючих систем [11, 18]. Різні водорості мають неоднакові механізми і адаптації до світла, тому серед великого розмаїття їх видів можлива наявність як типово світлолюбних, так і тіньовитривалих. Це, очевидно, відбивається і на їх природньому відборі, а отже і на формуванні структури альгоугруповань. Отже, дослідження впливу спектрального складу світла на водорості мають екологічне значення.

Метою роботи було з'ясування реакцій ферментних систем енергетичного та азотного обміну у синьозелених і зелених водоростей на дію світла різної якості.

Матеріал і методи досліджень

Об'єктами лабораторних досліджень були альгологічно чисті культури синьозелених (*Anabaena cylindrica* Lemm. HPDP-1, *Phormidium autumnale* f. *uncinata* (Ag.) Kondrat. HPDP-18) і зелених (*Desmodesmus brasiliensis* (Bohl.) Hegew. IBASU-A 273, *Scenedesmus obtusus* (W. et G.S. West) Tzar. IBASU-A 297) водоростей, які вирощували на середовищі Фітцджеральда в модифікації Цендера і Горема №11 [8] при температурі 22–25°C та освітленні (3000 лк) протягом 12 год. на добу. Джерелом опромінення культур водоростей слугували: лампи денного світла, натрієві лампи ДНаТ-250 зі збільшеною часткою червоних променів у спектрі випромінювання та металогалогенні лампи ДРИ-250-5 з збільшеною часткою синіх променів.

Для вивчення активності ферментів готували гомогенати біомаси водоростей (клітини відділяли від середовища за допомогою мембранних фільтрів Синпор №4) на тріс-НСІ буфері (рН 7,6), який містив 0,002 М сульфату магнію та 0,002 М ЕДТА у співвідношенні 1:5 (сира маса : буфер) у механічному гомогенізаторі при 7000 об/хв. Гомогенати центрифугували при 5000 об/хв протягом 15 хв. Отриману таким чином суспензію використовували для подальших експериментальних робіт.

Активність сукцинатдегідрогенази (СДГ) визначали згідно [7], а глутаматдегідрогенази (ГДГ) – відповідно до [13]. Загальну АТФ-азну активність встановлювали з урахуванням методичних вказівок [19], а вміст білку у біомасі водоростей – за методом Лоурі [20].

Результати досліджень та їх обговорення

Сукцинатдегідрогеназа – регуляторний фермент циклу Кребса, активність якого визначає швидкість перебігу процесів аеробного мітохондріального енергоутворення в цілому. Тому активність СДГ позначається на швидкості продукування відновних еквівалентів нікотинамідів та інтенсивності спряження у ланцюзі окиснювального фосфорилування, а в кінцевому вимірі – утворенні АТФ в клітині [9]. З даних, представлених на рис. 1, добре видно, що реакція синьозелених і зелених водоростей на якісний склад світла різна. Так, для *A. cylindrica* біле світло, яке містить енергію квантів різних довжин хвиль, у 2,7 рази знижує активність СДГ порівняно з червоним, коли активність ферменту близька до такої за освітлення культур досліджуваних організмів синіми променями.

У *Ph. autumnale* f. *uncinata* найбільша активність СДГ відмічена у синій області спектру, проте за умов опромінення культури білим та червоним світлом активність зазначеного ферменту була помітно нижчою (на 18,2% та 23,9%, відповідно). При цьому активність СДГ у *Ph. autumnale* f. *uncinata* була практично удвічі вищою, ніж у *A. cylindrica*, проте в обох представників синьозелених водоростей оптимум СДГ зміщений у бік червоно-синьої частини спектру. Натомість у зелених водоростей, як у *D. brasiliensis*, так і у *S. obtusus*, максимум активності ферменту, навпаки, спостерігався за дії білого світла, а вплив променів червоної та, особливо, синьої області, значно зменшує активність СДГ. Так, якщо у *D. brasiliensis* за дії синього світла активність СДГ зменшується у 5,1 рази, то у *S. obtusus* – аж у 13,6 разів. При цьому абсолютні значення активності СДГ у *D. brasiliensis* були у 13,3 рази нижчими порівняно з *S. obtusus*.

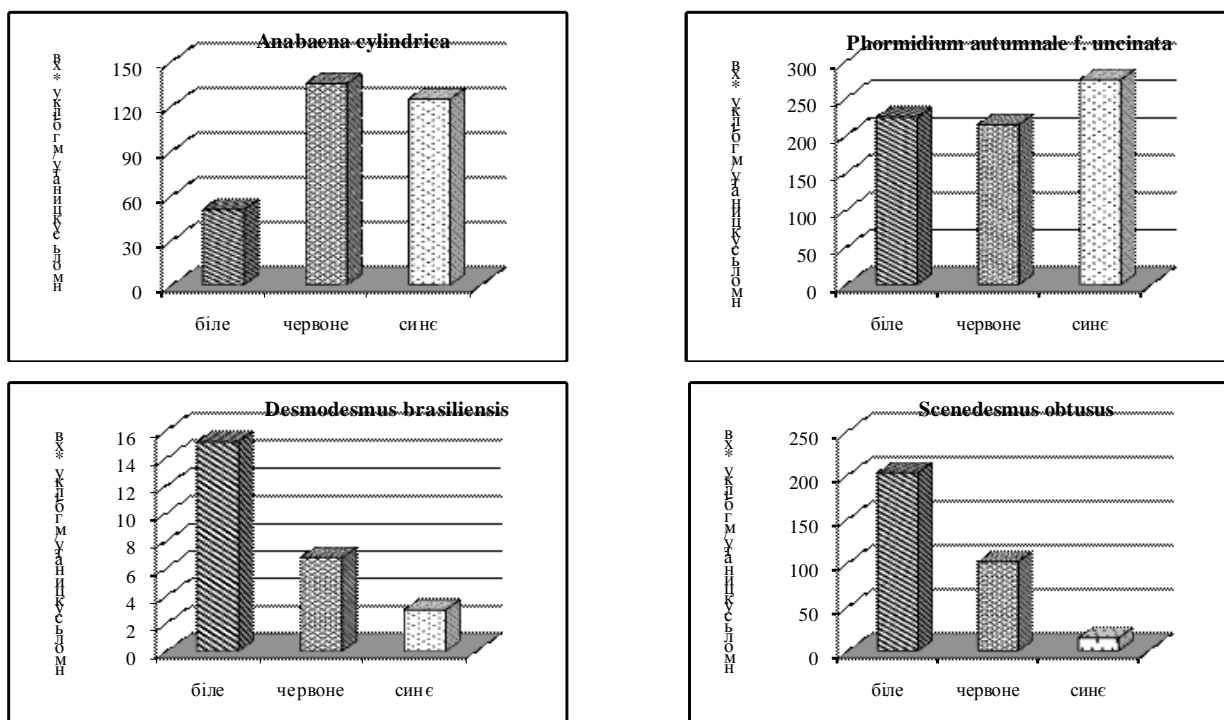


Рис. 1. Активність сукцинатдегідрогенази у синьозелених (*A. cylindrica*, *Ph. autumnale* f. *uncinata*) і зелених (*D. brasiliensis*, *S. obtusus*) водоростей за дії світла різного спектрального складу

Отже, водорості обох відділів відрізняються за абсолютними значеннями активності СДГ, що може бути видовою особливістю їх метаболізму, проте загальні закономірності адаптації видів до світла певної довжини хвилі у межах окремих груп досліджуваних організмів практично однотипні. Специфічність адаптаційного синдрому водоростей окремих відділів до якісного складу світла може бути наслідком еколого-еволюційного розвитку цих організмів і, очевидно, має молекулярну природу.

Сукцинатдегідрогеназа, як зазначалося, є мітохондріальним ферментом, тому прямої дії світлових променів на нього немає. Однак, цей фермент циклу Кребса тісно пов'язаний з перетворенням вуглеводних субстратів, що синтезуються у хлоропластах. Тому активність циклу трикарбонових кислот може визначатися достатністю субстратів, інтенсивність утворення яких у фотосинтезі залежить як від вмісту, так і від ефективності функціонування пігментів, що значною мірою визначається умовами освітлення [10]. Очевидно, у синьозелених і зелених водоростей така залежність неоднакова, оскільки в процесі еволюції у них сформувалися відмінності у будові та функціонуванні фотосинтетичного апарату. Зокрема, представники Cyanophyta (ціанобактерії) є прикладом перехідних організмів, у яких виділення кисню поєднувалося спочатку з неспроможністю, а пізніше – з поступовим зростанням здатності використовувати кисень в енергообміні [12]. Однією із причини цього є відсутність у синьозелених спеціалізованих морфологічних структур типу мітохондрій.

Крім того, як зазначалося вище, цикл Кребса є аеробним шляхом енергоутворення, що потребує достатньої кількості кисню. Тому адаптація до кисневого режиму може бути ще одним важливим чинником, який опосередковано впливає на цикл в цілому, і, СДГ, зокрема. Синьозелені водорості, які краще пристосовані до анаеробних умов, очевидно, мають ширший спектр толерантності функціонування СДГ до зміни якості світла, тоді як зниження інтенсивності фотосинтезу за неоптимальності освітлення у зелених водоростей може супроводжуватися зниженням інтенсивності продукування кисню, і, як наслідок, інгібування активності аеробного окиснення та СДГ.

Для перевірки гіпотези про зв'язок енергетичного обміну з його субстратним забезпеченням розглянемо особливості активності глутаматдегідрогенази. Цей фермент бере участь у підтриманні рівноваги в системі α -кетоглутарат \leftrightarrow глутамат, а також постачає до

циклу Кребса α -кетоглутарат за рахунок дезамінування глутамату, або вилучає його, коли треба зв'язати глутамат з аміаком з метою забезпечення клітин від надлишку останнього (метаболічна детоксикація аміаку) [1]. При цьому також слід зазначити, що ГДГ, яка здатна здійснювати субстратне регулювання активності циклу Кребса, також локалізована у водоростей в мітохондріях [16].

Зростання активності СДГ у *A. cylindrica* (у 8,0 разів) та *Ph. autumnale* f. *uncinata* (у 2,3 рази) за дії світла різної довжини хвиль – від білого до червоного та синього, супроводжується активацією ГДГ, що свідчить про тісний зв'язок енергетичного та азотного обміну у клітинах водоростей (рис. 2). Це підтверджує і проведений кореляційний аналіз (табл. 1).

Таблиця 1

Коефіцієнти кореляції між активністю ферментів енергетичного та азотного обміну у деяких прісноводних водоростей

Cyanophyta					
<i>Anabaena cylindrica</i>			<i>Phormidium autumnale</i> f. <i>uncinata</i>		
АТФ-аза	СДГ	– 0,98	АТФ-аза	СДГ	– 0,43
АТФ-аза	ГДГ	– 0,95	АТФ-аза	ГДГ	– 0,80
СДГ	ГДГ	0,87	СДГ	ГДГ	0,88
Chlorophyta					
<i>Desmodesmus brasiliensis</i>			<i>Scenedesmus obtusus</i>		
АТФ-аза	СДГ	– 0,97	АТФ-аза	СДГ	– 0,94
АТФ-аза	ГДГ	– 0,89	АТФ-аза	ГДГ	– 0,99
СДГ	ГДГ	0,96	СДГ	ГДГ	0,94

Така сама закономірність виявлена і у зелених водоростей, в яких позитивна кореляція між активностями СДГ і ГДГ була ще більшою, ніж для представників Суанопхйта (табл. 1). Зменшення активності СДГ у зелених водоростей за освітлення їх культур синіми променями супроводжувалося інгібуванням ГДГ у 8,0 разів як у *D. brasiliensis*, так і у *S. obtusus*. Це свідчить про універсальність фізико-хімічного механізму інгібування метаболізму в обох видів зелених водоростей світловими променями неоптимальної довжини.

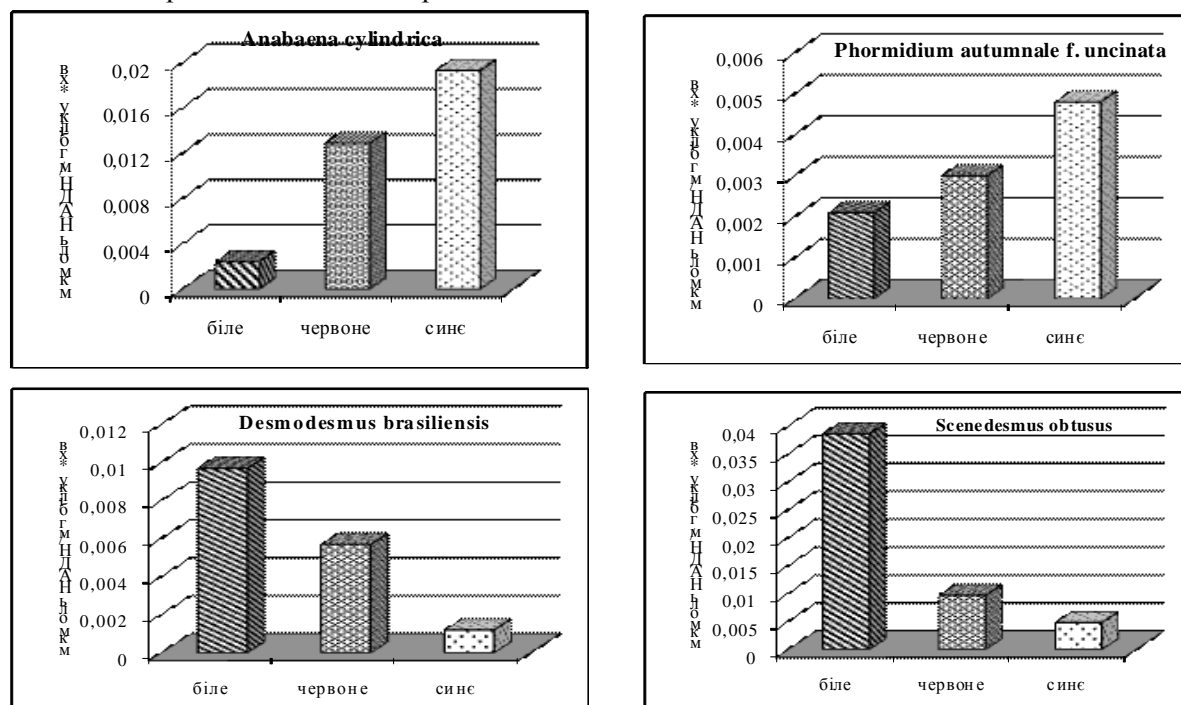


Рис. 2. Активність глутаматдегідрогенази у синьозелених (*A. cylindrica*, *Ph. autumnale* f. *uncinata*) і зелених (*D. brasiliensis*, *S. obtusus*) водоростей за дії світла різного спектрального складу

Отже, наведені дані вказують на очевидну субстрату регуляцію аеробного енергозабезпечення клітин як у синьозелених, так і зелених водоростей за зміни якісного

складу світла. При цьому реакція на енергію квантів різних довжин хвиль у синьозелених і зелених водоростей відрізняється. Останнє може бути наслідком еволюційно-екологічної адаптації видів до субстратного забезпечення енергетичних процесів у різних умовах освітлення. Значне використання в енергетичних витратах, поряд з вуглеводами, амінокислот, насамперед, глутамату, у рослин, є доведеним фактом [5, 17, 21].

Відомо, що біохімічна адаптація здійснюється на трьох рівнях: а) шляхом зміни функціональної активності метаболічних систем, б) через підтримання необхідної кількості функціональних макромолекул та в) шляхом синтезу їх нових типів [15]. У лабільному водному середовищі організми гідробіонтів для забезпечення виживання намагаються підтримати на необхідному рівні, насамперед, метаболічну активність [3]. За дії значимих факторів у клітинах водоростей відбуваються певні зміни в різних ланках метаболізму, які зумовлюють активізацію, пригнічення чи функціональні перебудови останніх [1].

Адаптивна відповідь організму визначається, насамперед, фізіологічною сумісністю та значенням в організмі, оскільки кожний фактор володіє певними механізмами дії та обумовлює специфічні реакції-відповіді на зміни, що ним викликані. Тому досить важливо з'ясувати те, як клітини водоростей використовують системи захисту від неадекватної дії на їх метаболізм. Так, важливим показником, що характеризує як мембранну адаптацію клітин водоростей, так і рівень енергетичної готовності клітин до захисту від несприятливого фактору, є функціонування АТФ-аз [6].

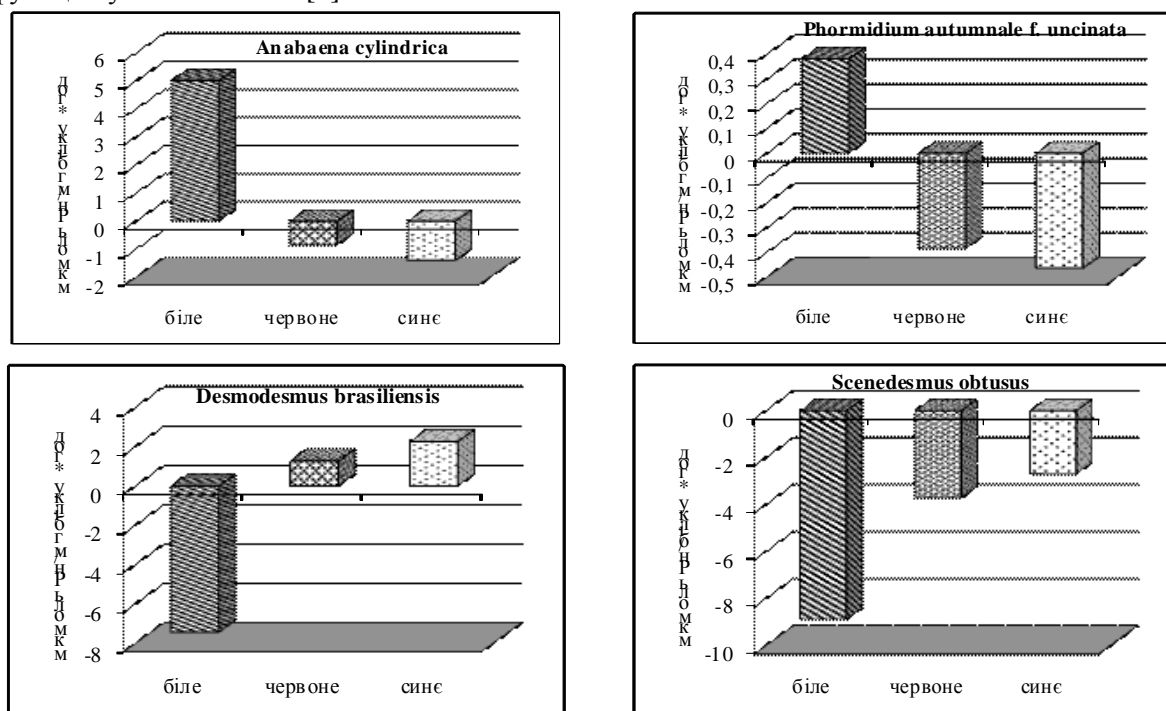


Рис. 3. АТФ-азна активність у синьозелених (*A. cylindrica*, *Ph. autumnale f. uncinata*) і зелених (*D. brasiliensis*, *S. obtusus*) водоростей за дії світла різного спектрального складу

Результати визначення АТФ-азної активності у досліджених видів водоростей засвідчили існування зворотної залежності між активностями СДГ, ГДГ та АТФ-ази (табл. 1). Так, у синьозелених водоростей, особливо у *A. cylindrica*, зростання активності СДГ і ГДГ за зміни світла від білого до синього супроводжувалося зменшенням АТФ-азної активності до таких низьких значень, що вже за освітлення культури червоними променями фосфорилування у реакційній суміші для виявлення активності ферменту (ймовірно АТФ-синтазна реакція) переважало над розщепленням АТФ (АТФ-азна реакція). В результаті цього відбувалося використання (зв'язування) фосфатних груп, а не їх надходження до реакційного середовища. Виявлений факт свідчить про активний перебіг процесів синтезу АТФ внаслідок аеробного окиснення субстратів у циклі Кребса. У *A. cylindrica* порівняно з *Ph. autumnale f. uncinata* цей процес є активнішим, оскільки абсолютні значення вмісту фосфатів за опромінення культур

червоним і синім світлом менші, очевидно, за рахунок їх інтенсивнішого зв'язування. Це співвідноситься з більшим зростанням активності СДГ у *A. cylindrica*.

Як вже зазначалося, у зелених водоростей також встановлено зворотню кореляцію між активністю СДГ, ГДГ та АТФ-азною активністю, однак, на відміну від представників *Cyanophyta*, у них зниження активності зазначених ферментів за дії білого світла супроводжувалося зростанням АТФ-азної активності. Отже, на відміну від синьозелених водоростей, у яких сині та червоні промені активують фосфорилування і утворення макроергів, у представників *Chlorophyta*, навпаки, оптимальними умовами для перебігу процесів фосфорилування в клітинах є біле світло. В умовах дії на культури зелених водоростей червоних та синіх променів відбувається інгібування процесів фосфорилування і активізується розщеплення АТФ у АТФ-азних реакціях. Це може бути пов'язано з адаптивною перебудовою мембран і метаболізму в клітинах водоростей у відповідь на світловий стрес, що спостерігали у наземних рослин при їх вирощуванні в культурі за дії монохроматичного світла [4].

Загалом у водоростей можна відмітити декілька ефектів, які викликаються зміною спектрального складу світла: 1) субстратне використання амінокислот для енергозабезпечення клітин шляхом їх залучення до циклу Кребса; 2) активація червоним та синім світлом аеробного окиснення та фосфорилування у синьозелених водоростей; 3) інгібування аеробного окиснення та фосфорилування у клітинах зелених водоростей за дії червоних та синіх променів. Останні два ефекти, ймовірно, визначаються специфічними морфо-фізіологічними адаптаціями, насамперед, фотосинтетичного апарату водоростей [10]. Відомо, що існують певні відмінності у складі пігментного комплексу синьозелених і зелених водоростей. Так, *Cyanophyta* відрізняються від інших груп водоростей тим, що їх фотосинтетичний апарат містить тільки хлорофіл *a*, тоді як *Chlorophyta* – хлорофіли *a* і *b* [2]. Крім того, у синьозелених водоростей виявлені фікобілінові пігменти – фікоеритрин, фікоціанін і алофікоціанін. Фікобіліни, як правило, присутні в клітинах водоростей в значно більшій концентрації порівняно з хлорофілами. Ці пігменти трапляються в різних співвідношеннях, причому залежно від умов освітлення формується переважно такий їх набір, який найкраще використовує відповідний спектр освітлення [12]. Фікобіліни зумовлюють явище філогенетичної хроматичної адаптації водоростей в їхній вертикальній зональності. Наявність фікобілінів дає змогу водоростям у процесі фотосинтезу використовувати промені, які проникають на певну глибину, та забезпечувати ефективну передачу поглинутої ними енергії сонячного світла до хлорофілу *a*. Крім того відомо, що зелено-синє світло стимулює синтез фікоеритрину, а за дії червоного світла переважає утворення синього пігменту фікоціаніну [10]. Оскільки у зелених водоростей фікобілінові пігменти відсутні, енергетичні процеси в їхніх клітинах за дії червоного і синього світла можуть інгібуватися.

Важливим фактором, який справляє вплив на синтез пігментів у рослин, є парціальний тиск кисню [10]. На нашу думку, його регуляторне значення для перебігу процесів аеробного окиснення у краще адаптованих до анаеробних умов синьозелених водоростей є менш вагомим, ніж у вибагливих до кисню представників *Chlorophyta*.

Висновки

Адаптаційний потенціал прісноводних водоростей за нормальних фізіологічних умов характеризується загальними принципами, однак є видоспецифічним та спрямованим на реалізацію стратегій адаптації до умов існування за зміни освітлення. Це підтверджується перебудовами у функціонуванні основних енергетичних систем та активацією компенсаторних систем за дії світла різної довжини хвилі. Реакції водоростей на зміну освітлення в природних умовах, ймовірно, є одним із вагомих факторів, які впливають на формування альгоугруповань і продуктивність водних екосистем.

1. Боднар О. І. Адаптивні властивості водоростей за дії іонів металів: автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. біол. наук : Спец. „Гідробіологія” / О. І. Боднар. – Київ, 2009. – 24 с.
2. Водоросли. Справочник / С. П. Вассер, Н. В. Кондратьева, Н. П. Масюк [и др.]. – Киев : Наук. думка, 1989. – 608 с.
3. Гандзюра В. П. Поняття шкодочинності в екології / В. П. Гандзюра, В. В. Грубінко // Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біологія. – 2007. – № 1(31). – С. 11–31.

4. Герц А. І. Особливості росту і розвитку *Brassica rapa* var. *ASTROPLANTS* у змінних світлових полях різної інтенсивності та спектрального складу : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. біол. наук : Спец. „Фізіологія рослин” / А. І. Герц. – Київ, 2009. – 20 с.
5. Гудвин Т. Введение в биохимию растений / Т. Гудвин, Э. Мерсер. Под ред. В. Л. Кретовича. – М. : Мир, 1986. – Т. 1. – 392 с.
6. Костюк К. В. Структурно-функціональні реакції клітин водних рослин на дію токсикантів : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. біол. наук. Спец. „Гідробіологія” / К. В. Костюк. – Київ, 2011. – 20 с.
7. Методы биохимических исследований / Под ред. М. И. Прохоровой. – Л. : ЛГУ, 1982. – 273 с.
8. Методы физиолого-биохимических исследований водорослей в гидробиологической практике / Л. А. Сиренко, А. И. Сакевич, Осипов Л. Ф. Осипов [и др.]; под ред. А. В. Топачевского. – Киев : Наук. думка, 1975. – 247 с.
9. Мецлер Д. Биохимия: Химическая реакция в живой клетке / Д. Мецлер. – М. : Мир, 1990. – Т. 2. – 367 с.
10. Мосин О. В. Хлоропласты растений и синтез каротиноидных пигментов [Электронный ресурс]. – Режим доступа: http://zhurnal.lib.ru/o/oleg_w_m/cdocumentsandsettingsolegmoidokumentyhlchloroplastyisintezpigmentowrtf.shtml.
11. Мурзаева С. В. Фосфорилирование изолированных хлоропластов морской водоросли *Codium fragile*, произрастающей в разных условиях освещения / С. В. Мурзаева, Э. А. Титлянов // Физиология растений. – 1983. – Т. 30, № 1. – С.42.
12. Мусієнко М. М. Фізіологія рослин: Підручник / М. М. Мусієнко. – Київ : Либідь, 2005. – 808 с.
13. Софьин А. В. Глутаматдегидрогеназы одноклеточной зеленой водоросли. Кинетические свойства / А. В. Софьин, В. Р. Шатилов, В. Л. Кретович // Биохимия. – 1984. – Т. 49, № 2. – С. 334–345.
14. Хатчинсон Д. Е. Лимнология: пер. с англ. – М. : Прогресс, 1969. – 591 с.
15. Хочачка П. Биохимическая адаптация / П. Хочачка, Дж. Сомеро. – М. : Мир, 1988. – 568 с.
16. Шатилов В. Р. Энзимология ассимиляции аммония в одноклеточных зеленых водорослей : автореф. дис. на соискание науч. степени докт. биол. наук : специальность „Биохимия” / В. Р. Шатилов. – М., 1986. – 46 с.
17. Шатилов В. Р. Глутаматдегидрогеназы // Энзимология ассимиляции аммония у растений : сб. научн. трудов Итоги науки и техники. Серия “Биологическая химия” / В. Р. Шатилов. – М. : ВИНТИ, 1987. – Т. 24. – С. 4–104.
18. Ядыкин А. А. Влияние света на активность некоторых фотосинтетических ферментов и состав первичных продуктов фотосинтеза морских водорослей / А. А. Ядыкин, Э. А. Титлянов // Биология моря. – 1983. – № 3. – С. 74–79.
19. Dang Z. Na^+/K^+ ATP-ase immunoreactivity in branchial chloride cells of *Oreochromis mossambicus* exposed to copper / Z. Dang, R. A. C. Lock, G. Filk // J. Exp. Biol. – 2000. – Vol. 203. – P. 379–387.
20. Lowry O. H. Protein measurement with the folin phenol reagent / O. H. Lowry, N. I. Rosenberg, A. L. Farr, R. I. Randall // J. Biol. Chem. – 1951. – Vol. 193, № 1. – P. 265–275.
21. Syrett P. J. Nitrogen metabolism of microalgae / P. J. Syrett // Can. Bull. Fish. and Aquatic Sci. – 1981. – Vol. 210. – P. 182–210.

А.В. Калиновская¹, О.В. Василенко², К.В. Костюк², А.И. Герц²

¹Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

²Тернопольский национальный педагогический университет им. Владимира Гнатюка, Украина

ВЛИЯНИЕ СВЕТА РАЗЛИЧНОГО СПЕКТРАЛЬНОГО СОСТАВА НА ЭНЕРГЕТИЧЕСКИЙ И АЗОТНЫЙ ОБМЕН У ВОДОРΟΣЛЕЙ

Исследовали влияние монохроматического света разной длины волны на функционирование ключевых ферментов энергетического и азотного обмена у некоторых представителей Cyanophyta и Chlorophyta. Выявлено ряд видоспецифических реакций клеток водорослей при освещении белым, красным и синим светом.

Ключевые слова: водоросли, спектр света, сукцинатдегидрогеназа, АТФ-аза, глутаматдегидрогеназа

A.V. Kalinovskaya¹, O.V. Vasilenko², K.V. Kostyuk², A.I. Herz²

¹Institute of hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

²Volodymyr Hnatyuk Ternopil National Pedagogical University, Ukraine

INFLUENCE OF LIGHT FOR VARIOUS SPECTRAL DETAILS S ENERGY ON AZOTE METABOLISM IN ALGAE

Investigated the influence of monochromatic light of different wavelengths on the functioning of key enzymes of energy and nitrogen metabolism in some representatives of Cyanophyta and Chlorophyta. Identified a number of species-specific responses of algae cells under illumination with white, red and blue light.

Keywords: algae, light spectrum, succinate dehydrogenase, ATP-ase, glutamate dehydrogenase

Рекомендує до друку

Надійшла 20.02.2011

Н.М. Дробик

УДК 591.044

В.О. КОВАЛЬ, Б.В. ЯКОВЕНКО

Чернігівський національний педагогічний університет ім. Т.Г. Шевченка

вул. Гетьмана Полуботка, 53, Чернігів 14000, Україна

ПЕРЕТВОРЕННЯ ГЛІЦИНУ В ОРГАНІЗМІ КОРОПА ПРИ ТОКСИЧНОМУ НАВАНТАЖЕННІ ВАЖКИМИ МЕТАЛАМИ

Досліджували перетворення гліцину в організмі коропа лускатого за дії іонів важких металів. Показано, що при токсичному навантаженні в організмі риб після введення [U-¹⁴C]-гліцину змінюється вміст кетокислот і зростає активність лактатдегідрогенази та сукцинатдегідрогенази.

Ключові слова: гліцин, важкі метали, кетокислоти, лактатдегідрогеназа, сукцинатдегідрогеназа

Окремі види риб здатні накопичувати в м'язовій тканині певні амінокислоти, які утворюють своєрідне депо азоту для використання його в періоди голодування. Такою амінокислотою у коропа, білого амура і товстолобика є гліцин [7]. Гліцин у різних видів риб бере участь в адаптивних процесах: осморегуляції, підвищує стійкість риб до низьких температур, захищає їх від замерзання [5]. Зміни кількісного складу вільних амінокислот відбуваються при різних видах токсичних впливів: органічних сполук [1], важких металів [2, 3, 6]. В організмі риб існує декілька шляхів використання амінокислот [2, 6, 7]. Проміжними речовинами в даних процесах є α-кетокислоти, які відіграють важливу роль в сполученні ланок обміну речовин загалом. Із амінокислот α-кетокислоти утворюються в результаті окислювального дезамінування і переамінування.

Метою роботи було дослідження перетворення [U¹⁴C]-гліцину в тканинах коропа лускатого при токсичному навантаженні важкими металами.

Матеріали і методи досліджень

Дослідження проводили в лабораторних умовах на дворічках коропа лускатого (*Cyprinus carpio* L.). Риб витримували в умовах стандартного газового і гідрохімічного режимів. Умови інтоксикації моделювали шляхом внесення у водне середовище солей MnCl₂, CuSO₄, PbNO₃, ZnSO₄ у концентраціях, що відповідають 2 рибогосподарським ГДК [1]. Період аклімації становив 14 діб. [U-¹⁴C]-гліцин вводили в черевну порожнину ін'єкцією в кількості 19,5 кБк на 1г живої маси, витримували 3 години, після чого для дослідження використовували тканини білих м'язів спини, передньої долі печінки і зябра.

Кетокислоти визначали кількісно гідразиновим методом, використовуючи тонкошарову хроматографію на пластинках «Silufol» UV-VIS 254 (Чехія), як описано в роботі І. В. Лисняк [4]. Після висушування їх вносили в середовище, яке містило толуюл, і визначали радіоактивність у сцинтиляційному лічильнику LKB (Швеція).

Для дослідження ферментативної активності лактатдегідрогенази і сукцинатдегідрогенази використовували цитоплазматичну і мітохондріальну фракції (відповідно) печінки і білих м'язів. Активність ферментів визначали загальноприйнятими методами [8]. Кількість білків визначали за Лоурі.

Результати досліджень та їх обговорення

Одним із важливих шляхів використання гліцину в організмі риб є участь у синтезі вуглеводів. Метаболічний шлях цього перетворення, описаний в літературі [7], свідчить про те, що гліцин через ряд реакцій (утворення гліоксилату, тартронового напівальдегіду та гліцерату) перетворюється у 3-фосфогліцерат – субстрат гліколізу і глюконеогенезу. Тому одним із завдань нашого дослідження було визначення інтенсивності утворення гліоксилової кислоти в різних тканинах коропа, утвореної з $[U^{14}C]$ -гліцину. Аналіз результатів показав, що в усіх досліджуваних тканинах знайдена гліоксилова кислота, але в різних кількостях (табл.). Найбільший її вміст є у печінці, дещо менше – в зябрах, найменше – в білих м'язах.

Таблиця

Вплив важких металів на утворення гліоксилової і α -кетоглутарової кислот в організмі коропа після введення $[U^{14}C]$ гліцину у коропа (тис. імп./хв., $M \pm m$, $n=5$)

Умови досліджу	Тканини					
	Печінка	%	М'язи	%	Зябра	%
Гліоксилова кислота						
Контроль	2,02 \pm 0,013	100	0,75 \pm 0,003	100	0,84 \pm 0,006	100
Свинець	1,62 \pm 0,008*	80,2	0,24 \pm 0,008*	32,0	0,37 \pm 0,012*	44,0
Марганець	1,85 \pm 0,027	91,6	0,21 \pm 0,006*	28,0	0,24 \pm 0,070*	28,6
Цинк	0,64 \pm 0,013*	31,6	0,38 \pm 0,009*	50,7	0,29 \pm 0,040*	34,5
Мідь	1,10 \pm 0,051*	54,4	0,22 \pm 0,005*	29,3	0,125 \pm 0,001*	14,9
α -кетоглутарова кислота						
Контроль	0,83 \pm 0,0041	100	1,27 \pm 0,011	100	1,23 \pm 0,053	100
Свинець	0,41 \pm 0,012*	49,4	0,26 \pm 0,030*	20,4	1,18 \pm 0,015	95,9
Марганець	0,189 \pm 0,015*	22,7	0,21 \pm 0,010*	16,5	1,64 \pm 0,030*	133
Цинк	0,177 \pm 0,093*	21,3	0,197 \pm 0,001*	15,5	1,15 \pm 0,017	93,5
Мідь	0,207 \pm 0,016*	24,9	0,225 \pm 0,005*	17,7	0,285 \pm 0,002*	23,2

Примітка. * – відмінності показників дослідних і контрольних груп вірогідні, $p < 0,05$

В результаті дії на організм коропа водного середовища, яке містило іони важких металів, змінюється вміст гліоксилової кислоти, утвореної після введення $[U^{14}C]$ -гліцину. Так, іони свинцю пригнічують появу гліоксилової кислоти в печінці на 20%, в м'язах на 68%, в зябрах на 56%. Подібна картина спостерігається при дії марганцю, цинку і міді. Як відомо, марганець вважається біогенним металом і входить до складу багатьох ферментів, тому його іони в печінці змінюють утворення гліоксилової кислоти всього на 8% (1,85 \pm 0,027 тис. імп./хв. проти 2,02 \pm 0,013 тис. імп./хв.). Цинк, на відміну від марганцю, в печінці коропа найбільше знижує вміст гліоксилової кислоти (0,64 \pm 0,027 тис. імп./хв. проти 2,02 \pm 0,013 тис. імп./хв.). Це пояснюється тим, що високі концентрації цинку пригнічують активність ряду ферментів, і в печінці риб зростає вміст як суми вільних амінокислот, так і замінних та незамінних їх представників [2]. У м'язах іони цинку мають найменший вплив, що підтверджується літературними даними [6].

Іони міді виявляють найбільший вплив на утворення гліоксилової кислоти після введення $[U^{14}C]$ – гліцину в зябрах та м'язовій тканині. Так, в зябрах цей токсикант знижує включення попередника на 85%.

Про функціональний стан циклу трикарбонових кислот судили на підставі визначення радіоактивності α -кетоглутарату в печінці, зябрах і м'язах коропа (табл. 1). Всі метали,

використані в дослідженні, в печінці і білих м'язах зменшують вміст α -кетоглутарату. В зябрах риби спостерігається інша картина: іони свинцю і цинку в концентрації 2 ГДК виявляють лише тенденцію до зменшення α -кетоглутарової кислоти на 4% і 7% відповідно; марганець збільшує вміст кетокислоти на 33%, а іони міді уповільнюють утворення α -кетоглутарової кислоти з $[U^{14}C]$ -гліцину на 77%.

В білих м'язах коропа всі використані іони важких металів пригнічують утворення досліджуваної речовини: свинець – на 80%; марганець – на 84%; цинк – на 85%; мідь – на 82%.

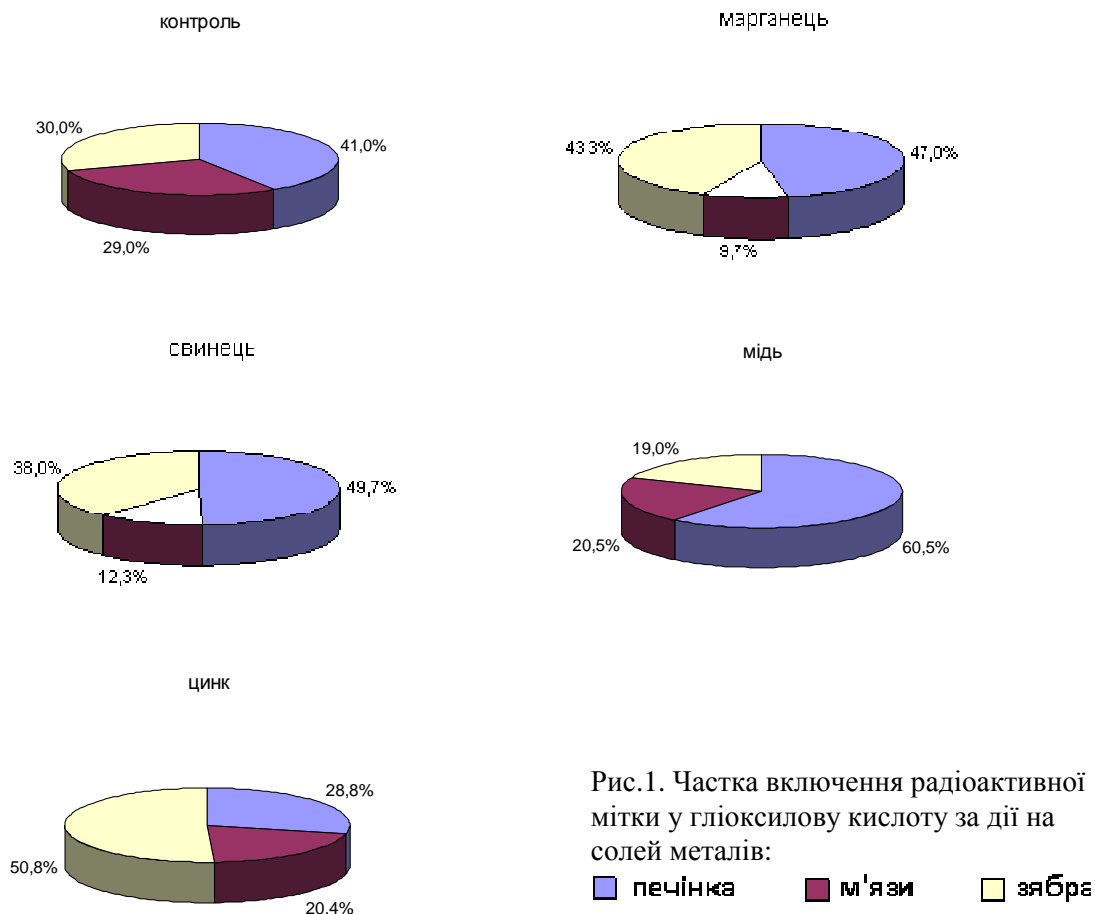


Рис.1. Частка включення радіоактивної мітки у гліоксильову кислоту за дії на солей металів:

■ печінка ■ м'язи ■ зябра

Якщо кількість $[U^{14}C]$ -гліцину, який потрапив в організм коропа, прийняти за 100%, то розподіл його в тканинах контрольних риби щодо вмісту гліоксильової і α -кетоглутарової кислот склав: печінка – 41%, м'язи – 29%, зябра – 30% (рис. 1). Дія іонів важких металів призводить до змін вмісту цих кислот в тканинах. Так марганець збільшує вміст досліджуваних речовин у зябрах до 43%. В печінці відбувається також їх зростання до 47%. На відміну від вищезазначених тканин м'язова тканина реагує зменшенням вмісту гліоксильової та α -кетоглутарової кислоти до 9,7%. Така закономірність спостерігається при дії всіх використаних в дослідженні металів. Найбільші зміни відбуваються під впливом цинку у зябровому апараті риби (51% проти контролю). Якщо дія марганцю, свинцю і міді збільшує частку радіоактивності в кетокислотах в печінці на 6%, 8% і 18,5% відповідно, то іони цинку пригнічують утворення гліоксильової та α -кетоглутарової кислот в ній на 12%. Це можна пояснити тим, що органом накопичення цинку у риби на відміну від інших металів є м'язи [2].

Для кращого розуміння впливу токсикантів на організм риби вивчали активність ферментів: лактатдегідрогенази (ЛДГ), яка каталізує відновлення пірувату до лактату на останній стадії гліколізу, і сукцинатдегідрогенази (СДГ) – основного регуляторного ферменту циклу Кребса. Для дослідження активності ферментів використовували гомогенати печінки і

м'язів, так як печінка є основним органом знешкодження токсичних речовин, а м'язова система відчуває найменший вплив токсикантів.

За впливу іонів важких металів активність лактатдегідрогенази збільшувалася як у білих м'язах, так і в печінці (рис. 2).

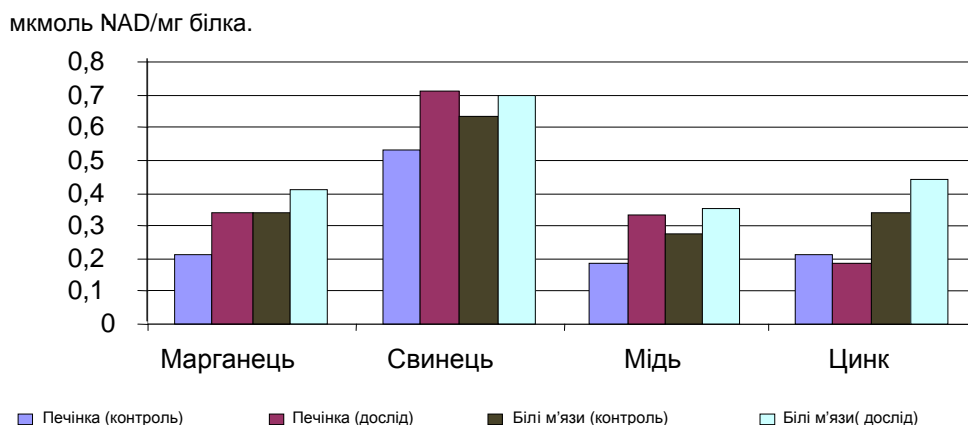


Рис. 2. Активність лактатдегідрогенази в тканинах коропа за дії іонів важких металів

У печінці іони марганцю викликали зростання активності ЛДГ на 162%, іони свинцю – на 133%; міді – на 183%. Лише іони цинку пригнічують ферментативну активність у цій тканині. У м'язах за дії іонів свинцю активність ЛДГ зростає на 111%. На відміну від активності ферменту у печінці, іони цинку у м'язовій тканині викликають зростання досліджуваного ферменту на 129%. Отже, дія різних металів викликає зростання активності лактатдегідрогенази, що свідчить про активацію гліколізу.

Дослідженням дії металів сукцинатдегідрогеназу встановлено, що важкі метали в печінці коропа збільшують активність ферменту (рис. 3). Максимальних змін в печінці коропа завдають іонів свинцю – активують СДГ в 1,44 рази. Іони міді збільшують активність досліджуваного ферменту на 140%, а марганцю – на 120%.

нмоль сукцинату / мг білку хв.

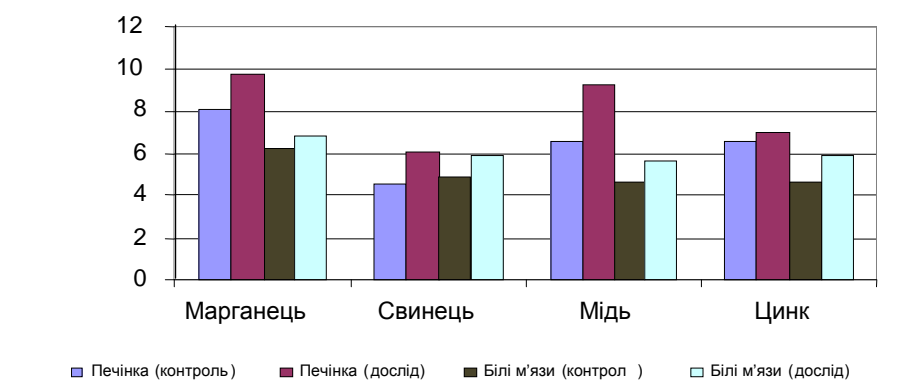


Рис. 3. Активність сукцинатдегідрогенази в тканинах коропа за дії іонів важких металів

У білих м'язах коропа активність сукцинатдегідрогенази також збільшується, однак зміни СДГ в цій тканині менші. Лише іони цинку активують досліджуваний фермент у м'язах більше, ніж у печінці, на 128%.

Висновки

Отже, усі досліджені іони металів впливають на перетворення $[U^{14}C]$ – гліцину у гліоксилову і кетоглутарову кислоти, зменшували загальну частку кетокислот у м'язах та збільшували її як у печінці, так і у зябрах. Крім того солі металів активують ферментну активність основних шляхів енергозабезпечення.

1. *Кривопиша В. В.* Вплив стрес-факторів водного середовища на адаптативні функції нервової системи у риб / Кривопиша В. В. : автореф. дис. на здобуття нак. ступеня канд. біол. наук. Спец. "Гідробіологія". – Київ, 2001. – 18 с.
2. *Курант В. З.* Роль білкового обміну в адаптації риб до дії іонів важких металів / Курант В. З. : автореф. дис. на здобуття нак. ступеня докт. біол. наук. Спец. "Іхтіологія". – Київ, 2003. – 43 с.
3. *Курант В. З.* Роль вільних амінокислот в атаптаційно-компенсаторних процесах в організмі риб за дії іонів важких металів / В. З. Курант // Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біологія. – 2001. – № 3 (14). – С. 205–209.
4. *Лисняк И. А.* Определение α -кетокислот при разделении в тонком слое силикагеля / И. А. Лисняк // Укр. биохим. журн. – 1981. – Т. 53, № 1. – С. 111–113.
5. *Сидоров В. С.* Аминокислоты рыб / В. С. Сидоров / Биохимия молоди пресноводных рыб. – Петрозаводск, 1985. – С. 103–117.
6. *Синюк Ю.В.* Обмін амінокислот і фракційний склад білків у організмі коропа за дії іонів марганцю, цинку, міді та свинцю / Синюк Ю. В. : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. біол. наук. Спец. "Біохімія". – Львів, 2004. – 19 с.
7. *Яковенко Б. В.* Метаболізм гліцину в організмі коропа лускатого / Яковенко Б. В. : автореф. дис. на здобуття нак. ступеня докт. біол. наук. Спец. "Біохімія". – Львів, 1993. – 37 с.
8. *Biochemica information* .– W.-Germany : BoehringerMannheim GmbH, Biochemica,1975. – Bd.1. – P. 99–100.

В.А. Коваль, Б.В. Яковенко

Черниговский национальный педагогический университет им. Т.Г. Шевченко, Украина

ПРЕВРАЩЕНИЕ ГЛИЦИНА В ОРГАНИЗМЕ КАРПА ПРИ ТОКСИЧЕСКОЙ НАГРУЗКЕ ТЯЖЕЛЫМИ МЕТАЛЛАМИ

Исследовали превращение глицина в организме карпа чешуйчатого при действии ионов тяжелых металлов. Показано, что при токсической нагрузке в организме рыб после введения $[U^{14}C]$ глицина изменяется содержание кетокислот и увеличивается активность лактатдегидрогеназы и сукцинатдегидрогеназы.

Ключевые слова: карп, глицин, тяжелые металлы, кетокислоты, лактатдегидрогеназа, сукцинатдегидрогеназа

V.A. Koval, B.V.Yakovenko

T.G. Shevchenko Chernihiv National Pedagogical University, Ukraine

TRANSFORMATION GLYCINE IN CARP ORGANISM FOR THE TOXIC LOAD HEAVY METALS

Investigated glycine conversion in the organism of carp flake by heavy metal ions. Shown that toxic load and changing content ketoacids in the organism of carp after the introduction of $[U^{14}C]$ -glycine, increases the activity of lactate dehydrogenase and succinate dehydrogenase.

Keywords: carp, glycine, heavy metals, ketoacid, lactate dehydrogenase, succinate dehydrogenase

Рекомендує до друку

В.З. Курант

Надійшла 20.02.2011

УДК [(546.39+546.17):597.551.2](285.3)

Ю.М. КРАСЮК

Інститут гідробіології НАН України

пр-т Героїв Сталінграду 12, Київ 04210, Україна

ВМІСТ АМІАКУ І НІТРИТІВ В ТКАНИНАХ РИБ ЗА ТРИВАЛОЇ ДІЇ СПОЛУК НЕОРГАНІЧНОГО АЗОТУ

Вивчали зміну вмісту NH_3 і NO_2^- в плазмі крові, зябрах, м'язах, печінці і селезінці коропа і білого амура при тривалому впливі сполук неорганічного азоту ($16\text{--}19$ ГДК NH_4^+ , $1\text{--}7$ ГДК NH_3 і 7 ГДК NO_2^-) водного середовища. Істотні зміни рівня NH_3 і NO_2^- були відмічені в зябрах, печінці і м'язах риб. Збільшення вмісту аміаку і нітриту в тканинах риб за навантаження неорганічним азотом було відносно незначним порівняно з збільшенням його у водному середовищі. При цьому короп характеризувався вищою резистентністю організму до несприятливих умов.

Ключові слова: аміак, нітрити, дволітки коропа та білого амура, плазма, зябри, м'язи, печінка, селезінка

Неорганічний азот – практично невід'ємна складова водних екосистем. Його походження може бути як біотичне (накопичення продуктів азотистого обміну через збільшення щільності посадки, розкладання тваринних і рослинних решток тощо), так і антропогенне (змивання в водойми мінеральних добрив з сільськогосподарських угідь, потрапляння з промисловими та господарсько-побутовими скидами тощо).

Наявність у водному середовищі надмірного вмісту сполук неорганічного азоту, в першу чергу амонійного і нітритів, є стресовим чинником з подальшим розвитком в організмі риб інтоксикації [1, 9, 10]. Відомо, що дія токсикантів на риб викликає підвищений катаболізм азотовмісних сполук і призводить до утворення в їх організмі значних кількостей аміаку [4, 15]. Зростання екзогенного аміаку у водному середовищі також є причиною збільшення його ендогенного вмісту в тканинах риб [7, 8].

Щодо нітрит-іонів, то вони можуть накопичуватися в організмі риб, потрапляючи до нього переважно екзогенним шляхом [13, 11, 12].

Метою наших досліджень було визначення зміни вмісту аміаку і нітрит-іонів у плазмі крові, зябрах, м'язах, печінці і селезінці дворічок коропа та білого амура за тривалої дії сполук неорганічного азоту водного середовища.

Матеріал і методи досліджень

Експериментальна робота була проведена в Інституті гідробіології НАН України. Об'єктами досліджень були дворічки коропа і білого амура, які тривалий час (2 місяці) перебували у забрудненій сполуками неорганічного азоту ($16\text{--}19$ ГДК NH_4^+ , $1\text{--}7$ ГДК NH_3 і 7 ГДК NO_2^-) водоймі. Контроль – особини з "чистої" водойми (концентрація NH_4^+ , NH_3 і NO_2^- не перевищувала ГДК_{риб-госп.}).

Вміст аміаку [5] і нітрит-іонів в тканинах риб визначали загальноприйнятими методами [2, 6]. Отримані дані оброблені статистично за допомогою програми Statistica 5.5.

Результати досліджень та їх обговорення

Як показали наші дослідження, вміст аміаку у плазмі крові, зябрах, м'язах, печінці і селезінці дворічок коропа та білого амура, які тривалий час перебували у забрудненій сполуками неорганічного азоту водоймі, був вищим порівняно з особинами з "чистої" водойми (рис. 1).

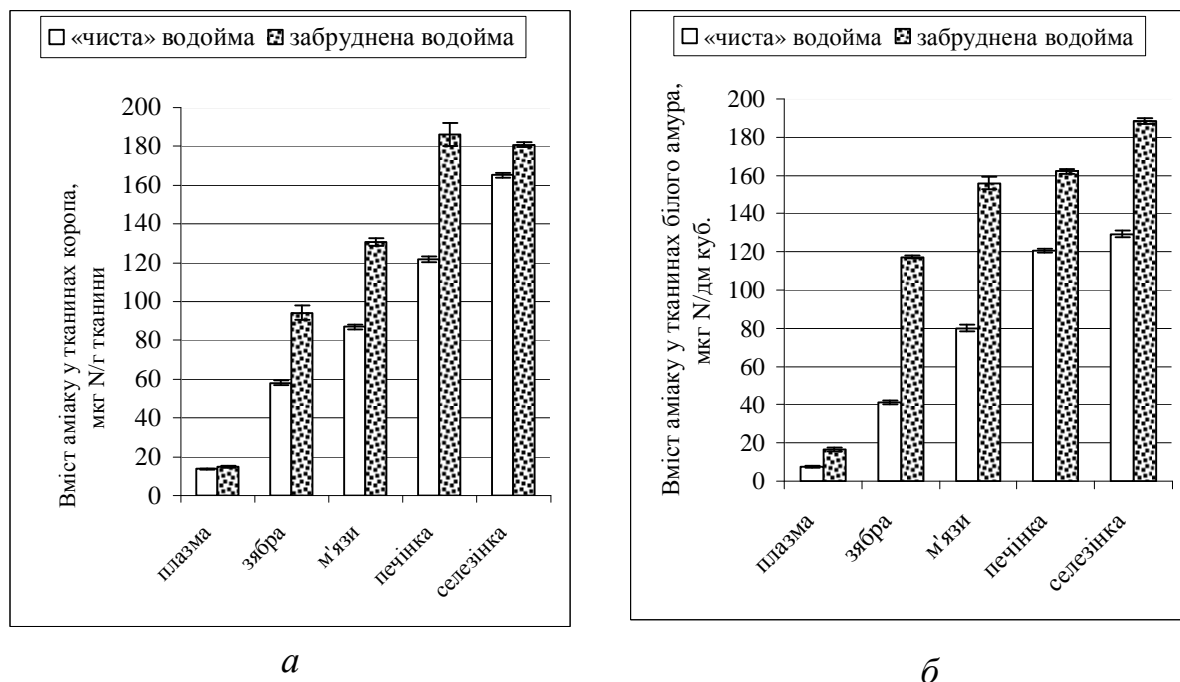


Рис. 1 Вміст аміаку в тканинах коропа (а) та білого амура (б) за дії неорганічного азоту ($M \pm m$, $n=6$)

За цих умов зростання вмісту аміаку було відмічено у плазмі крові і селезінці риб – у коропа на 7% і 9% відповідно, а у білого амура на 15% і 21% порівняно з особинами з “чистої” водойми. При цьому в печінці коропа і білого амура спостерігалось зростання вмісту аміаку на 34% і 46% відповідно. У м'язах обох видів риб також відмічено зростання вмісту аміаку відповідно на 34% і 49%. Це може бути пов'язано з перешкоджанням транспорту надлишку аміаку до зябер та ускладненню його екскреції рибами через протидію високому зовнішньому градієнту концентрації NH_4^+ у водному середовищі. Підтвердженням цього припущення може бути значне зростання вмісту аміаку у пелюстках зябер як коропа, так і білого амура на 38% і 65% відповідно порівняно з особинами з “чистої” водойми. Згідно даних [3] дія аміаку суттєво змінює обмін речовин у зябрах риб – знижується ферментативна активність, процеси детоксикації та екскреції, що сприяє його накопиченню в цьому органі. При цьому слід зазначити, що в зябрах містилося достовірно менше аміаку, ніж в інших органах (рис. 1), що свідчить про достатній рівень його екскреції з організму риб.

Слід зазначити, що в тканинах та органах коропа вміст аміаку був вищим, ніж у білого амура. Такі відмінності можуть бути пов'язані з характером живлення риб. Короп є бентофагом, і в його раціоні переважає білкова їжа, а білий амур живиться переважно макрофітами, тобто вуглеводною їжею. У зв'язку з цим можна припустити, що головна частка загального вмісту аміаку в організмі коропа є екзогенного походження. Оскільки в процесах катаболізму білків, які використовуються для підтримки енергетичних витрат за протидії токсичному впливу, не може утворюватися значна кількість ендogenous аміаку, присутній в організмі риб аміак є переважно екзогенним.

Дослідження вмісту нітрит-іонів в тканинах риб за дії сполук неорганічного азоту водного середовища показало, що найбільш істотні зміни рівня NO_2^- спостерігалися у зябрах і плазмі крові. Так, у коропа і білого амура вміст NO_2^- у зяберній тканині був вищий відповідно на 75% і 77%, а у плазмі крові на 85% і 88% порівняно з особинами з “чистої” водойми (рис. 2). Виявлена зміна вірогідно пов'язана з тим, що зябра риб відносяться до органу, в якому транспортується екзогенний і ендogenous аміак, а їх хлоридні клітини також проникні для нітрит-іонів [13, 14], а в плазмі – складової внутрішнього середовища – крові накопичуються і переносяться по всьому організму різноманітні, включно нітрит-іони.

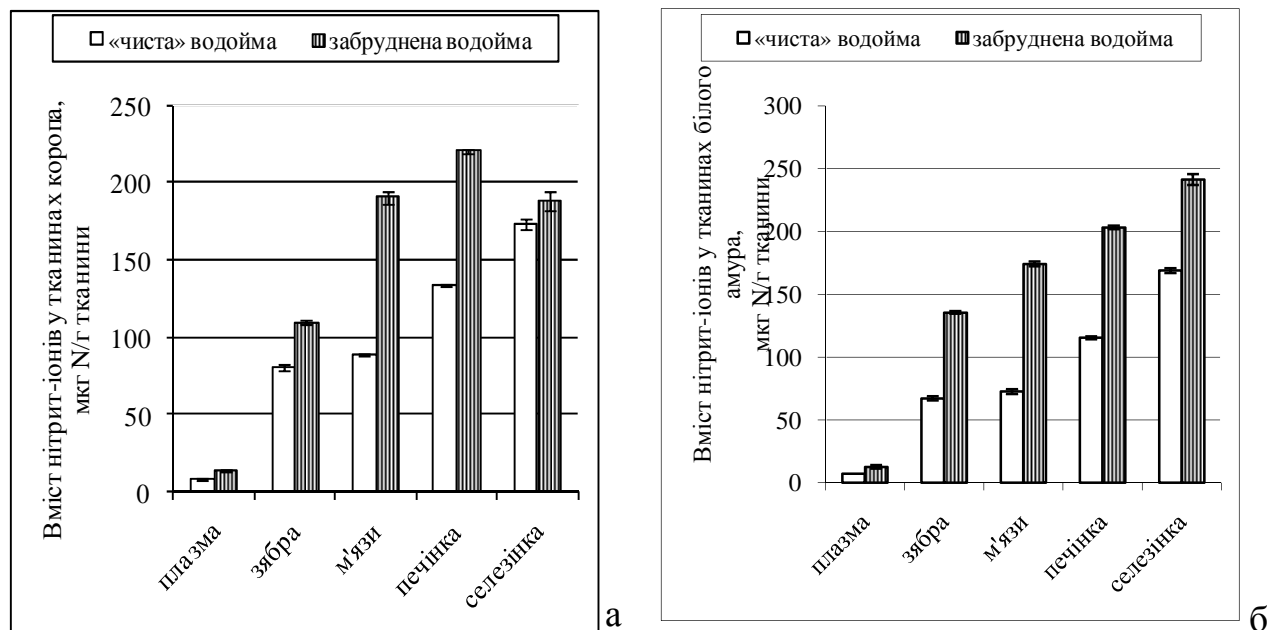


Рис. 2. Вміст нітрит-іонів у тканинах коропа (а) та білого амура (б) за дії сполук неорганічного азоту (M±m, n=6)

Значне збільшення вмісту нітрит-іонів у печінці коропа (на 39%) та білого амура (на 43%) порівняно з особинами з “чистої” водойми, свідчить про певне ускладнення проходження в печінці процесів їх детоксикації.

Слід відмітити, що менш значне зростання вмісту нітрит-іонів у коропа порівняно з білим амуром (рис. 2) свідчить про вищу токсикорезистентність його організму.

Висновки

Знаходження коропа і білого амура в забрудненій сполуками неорганічного азоту водоймі призвело до змін у всіх досліджених тканинах риб вмісту аміаку і нітрит-іонів. Суттєві зміни рівня NH_3 і NO_2^- були відмічені у зябрах, печінці і м'язах обох видів риб. Зокрема, спостерігали нижчий вміст NH_3 і NO_2^- в тканинах порівняно з вмістом у водному середовищі, що, ймовірно, свідчить про проходження в організмі риб процесів детоксикації. При цьому короп характеризувався більш розвинутою системою детоксикації і вищою резистентністю організму до несприятливих умов.

1. *Воздействие* нитритной интоксикации на содержание фосфолипидов и холестерина в теле рыб / Д. У. Черкесова, А. Р. Исуев, Д.Н. Магомедгаджиева [и др.] / 1 Конгр.ихтиологов России : сб. докл. – М. : ВНИРО, 1997. – С. 465.
2. Голиков П. П. Метод определения нитрита/нитрата (NO_x) в сыворотке крови / П. П. Голиков, Н. Ю. Николаева // Биомед. химия. – 2004. – Т. 50, № 1. – С. 79–85.
3. Грубінко В. В. Адаптивні реакції риб до дії аміаку водного середовища / Грубінко В. В.: автореф. дис. на здобуття наук. ступеня докт. біол. наук. Спец. „Гідробіологія”, „Біохімія”. – Київ, 1995. – 44 с.
4. Лукьяненко В. И. Общая ихтиотоксикология [2-ое изд-е, перераб. и допол.] / В. И. Лукьяненко. – М. : Лёгкая и пищ. пром-сть, 1983. – 320 с.
5. Львов Н. П. Микродиффузионный метод определения аммиака / Н. П. Львов // Методы современной биохимии. – М. : Наука, 1975. – С. 58–61.
6. Методические указания по определению нитратов и нитритов в рыбе и рыбопродуктах ГКСЭН РФ // МУК 4.4.1.010-93. – С. 3–5.
7. Романенко В. Д. Метаболические особенности адаптации карпа к изменению концентрации минерального азота в водной среде / В. Д. Романенко, А. С. Потрохов, О. Г. Зиньковский / Объед. III Всероссийская конф. по вод. токсикологии, посвящённая памяти Б. А. Флерова «Антропогенное влияние на водные организмы и экосистемы», 11–16 ноября 2008 г., Борок. – Борок, 2008. – С. 132–136.

8. *Accumulation of ammonia in the body and NH₃ volatilization from alkaline regions of the body surface during ammonia loading and exposure to air in the* / T. K. Tsui, D. J. Randall, S. F. Chew [et al.] // J. Exp. Biol. – 2002. – Vol. 205, № 5. – P. 651–659.
9. *Acharya S. Effect of sublethal levels of nitrite on some blood parameters of juvenile Labeo rohita (Hamilton-buchanan)* / S. Acharya, T. Dutta, M. K. Das // Indian. J. Exp. Biol. – 2005. – Vol. 43, № 5. – P. 450–454.
10. *Alam M. Gill ATPase activities of silver perch, Bidyanus bidyanus (Mitchell), and golden perch, Macquaria ambigua (Richardson) : Effects of environmental salt and ammonia* / M. Alam, T. L. Frankel // Aquaculture. – 2006. – Vol. 251, № 1. – P. 118–133.
11. *Cheng S. Accumulation of nitrite in the tissues of Penaeus monodon exposed to elevated ambient nitrite after different time periods* / S. Cheng, J.C. Chen // Arch. Environ. Contam. Toxicol. – 2000. – Vol. 39, № 2. – P. 183–192.
12. *Effects of waterborne nitrite on phase I-II biotransformation in channel catfish (Ictalurus punctatus)* / J. F. González, P. L. Del Valle, S. Thohan, A. S. Kane // Mar. Environ. Res. – 2000. – Vol. 50, № 1–5. – P. 29–32.
13. *Huertas M. Acute exposure of Siberian sturgeon (Acipenser baeri, Brandt) yearlings to nitrite: median-lethal concentration (LC₅₀) determination, haematological changes and nitrite accumulation in selected tissues* / M. Huertas, E. Gisbert, A. Rodriguez [et al.] // Aquat. Toxicol. – 2002. – Vol. 57, № 4. – P. 257–266.
14. *Ip Y. K. Ammonia toxicity, tolerance, and excretion* / Ip Y. K., Chew S. F., Randall D. J. // Fish Physiology. – 2001. – Vol. 20. – P. 109–148.
15. *Wilkie M. P. Mechanisms of Ammonia Excretion Across Fish Gills* / M. P. Wilkie // Comp. Biochem. and Physiol. Part A: Physiology. – 1997. – Vol. 118, № 1. – P. 39–50.

Ю.М. Красюк

Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

СОДЕРЖАНИЕ АММИАКА И НИТРИТОВ В ТКАНЯХ РЫБ ПРИ ДЛИТЕЛЬНОМ ВОЗДЕЙСТВИИ СОЕДИНЕНИЙ НЕОРГАНИЧЕСКОГО АЗОТА

Рассмотрено изменение содержания NH₃ и NO₂⁻ в плазме крови, жабрах, мышцах, печени и селезенке карпа и белого амура при длительном влиянии соединений неорганического азота (16–19 ПДК NH₄⁺, 1–7 ПДК NH₃ и 7 ПДК NO₂⁻) водной среды. Существенные изменения уровня NH₃ и NO₂⁻ были отмечены в жабрах, печени и мышцах рыб. Увеличения содержания аммиака и нитритов в тканях рыб в условиях нагрузки неорганическим азотом было относительно незначительным по сравнению с увеличением его в водной среде. При этом карп характеризовался более высокой резистентностью организма к неблагоприятным условиям.

Ключевые слова: аммиак, нитриты, двухлетки, карп, белый амур, плазма, жабры, мышцы, печень, селезенка

Yu. M. Krasnyuk

Institute of hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

TABLE OF CONTENTS OF AMMONIA AND NITRITE IN FABRICS OF FISHES AT THE PROTRACTED ACTION OF CONNECTIONS OF INORGANIC NITROGEN

Change of contents NH₃ and NO₂⁻ in plasma blood, gills, muscle, liver and spleen of the carp and grass carp upon long influence inorganic nitrogen (16–19 MPC NH₄⁺, 1–7 MPC NH₃ and 7 MPC NO₂⁻) of the water are considered. Essential change level NH₃ and NO₂⁻ were noted in gills, liver and muscle of fish. Increase the contents of ammonia and nitrite in fish at condition of the load by inorganic nitrogen was less than in water ambience. At the carp was characterized by more high resistance of organism to disadvantage condition.

Keywords: ammonia, nitrite, carp, grass carp, plasma, gills, muscles, liver, spleen

Рекомендує до друку

В.В. Грubbінко

Надійшла 13.02.2011

УДК: 616.36-099:577.182.54+547.262]-06:612.123-092.9-055

О.С. ПОКОТИЛО¹, Х.Ю. НЕДОШИТКО²¹Тернопільський національний технічний університет ім. Івана Пулюя

вул. Руська 56, Тернопіль 46001, Україна

²Тернопільський державний медичний університет ім. І.Я. Горбачевського

Майдан Волі, 1, Тернопіль 46001, Україна

СТАТЕВІ ОСОБЛИВОСТІ ПЕРЕКИСНОГО ОКИСНЕННЯ ЛІПІДІВ У ТКАНИНАХ ЩУРІВ ПРИ ТОКСИЧНОМУ УРАЖЕННІ ТЕТРАЦИКЛІНОМ І ЕТИЛОВИМ АЛКОГОЛЕМ ТА ПРИ КОРЕКЦІЇ

Досліджували стан перекисного окиснення ліпідів у плазмі крові та печінці самців і самок білих щурів за умов гострого тетрациклінового гепатиту (ГТГ) (500 мг/кг (0,5 LD₅₀), підгострого алкогольного ураження печінки (ПАУП) (7 мл/кг) і сумісній патології та вивчали можливість корекції виявлених змін біологічно активною добавкою "Альфа+омега" (0,5 мл/кг). Інтоксикація етиловим алкоголем і тетрацикліном у самців та самок щурів має односпрямований характер, особливо при сумісному задаванні, що проявляється зростанням вмісту ДК та МДА у плазмі їх крові та печінці. Вміст діє нових кон'югатів та малонового диальдегіду плазмі крові та печінці самок білих щурів більшою мірою зростає в умовах ПАУП, а у самців – ГТГ. Введення БАД "Альфа+омега" білим щурам в умовах ПАУП і (або) ГТГ ефективніше знижує вміст ДК та МДА у плазмі крові та печінці самок, ніж у самців.

Ключові слова: перекисне окиснення ліпідів, статі, щури, тетрациклін, етиловий алкоголь, плазма крові, печінка

Одним з етіолого-патогенетичних механізмів розвитку патологічних станів організму є вільнорадикальне перекисне окиснення ліпідів (ПОЛ) [3-6]. Окиснювальні процеси проходять постійно, проте їх зміни залежать від ряду факторів: віку, статі, органу чи тканини, імунітету, супутніх захворювань та ін. [3, 10, 11, 17]. При дослідженні механізмів ПОЛ у біологічних мембранах і рідких середовищах виявлено групу агентів, які безпосередньо взаємодіють з вільними радикалами. Це, так звані, істинні антиоксиданти: токоферол, гормони: тироксин, стероїдні гормони і численні синтетичні сполуки, такі як гідрохінон, нафтоли, іонол та інші [4, 15]. Основний представник ліпідних антиоксидантів – токоферол – є універсальним протектором всіх клітинних мембран, незалежно від типу тканини, що пов'язано з його високою антирадикальною активністю [4, 15, 17]. Відомо, що токоферол, як і ретинол як антиоксидант є у складі багатьох біологічно активних добавок [15]. Також доведено, що інгібіторами ПОЛ є власне стероїдні гормони, причому естрогени, на відміну від андрогенів, володіють вираженою антиокислювальною активністю [17]. У зв'язку з цим значний інтерес становить дослідження рівня ПОЛ у тканинах самців і самок, які відрізняються стероїдним профілем.

Враховуючи роль печінки в метаболізмі хімічних речовин, включно лікарських, можна стверджувати, що усі вони за певних умов викликають її ураження [1]. Незважаючи на постійне декларування високої безпечності тетрацикліну, який вже понад 40 років широко використовується в ряді країн, останнім часом зростає кількість повідомлень про його гепатотоксичність [2]. Клінічний досвід і результати експериментальних досліджень щодо прийому тетрацикліну, особливо у великих дозах, вказують на здатність його викликати серйозні ускладнення, в першу чергу в печінці. Проте відмінностей у впливі тетрацикліну на ПОЛ, які є одним механізмів розвитку патологічного процесу, у тканинах в особин різної статі у науковій літературі недостатньо [1]. З іншого боку, «потенційний соціальний гепатотоксин» алкоголь створює "сприятливий" фон для сильнішого ураження печінки за комбінованої дії з іншими ксенобіотиками, включно медикаментозними [13]. З огляду на статистичні відмінності даних щодо захворюваності на гепатити різного генезу у жінок та чоловіків [1] і проведення

більшості експериментальних досліджень на самцях лабораторних тварин, актуальним вважається дослідження статевих особливостей ПОЛ як в нормі, так і при інтоксикації ксенобіотиками.

Метою роботи було дослідження рівня ПОЛ у крові та печінці самців і самок білих щурів в нормі, на тлі підгострої алкогольної інтоксикації та гострого тетрациклінового гепатиту і при корекції біологічно активною добавкою (БАД) "Альфа+омега". БАД містить поліненасичені жирні кислоти родини ω -3 риб'ячого жиру та лляної олії, вітаміни А та Е, мікроелементи цинк і селен [16].

Матеріал і методи досліджень

Дослідження проведені на безпородних статевозрілих 6 місячних білих щурах, яких методом рандомізації розділили на 5 груп кожної статі по 5 тварин у кожній групі: 1-ша група – контрольні тварини; 2-га – тварини з підгострим алкогольним ураженням печінки (ПАУП); 3-тя – тварини з гострим тетрацикліновим гепатитом (ГТГ); 4-та – тварини з ГТГ викликаним на фоні ПАУП; 5-та – тварини з ГТГ викликаним на фоні ПАУП, яким вводили БАД "Альфа+омега" внутрішньошлунково за допомогою зонда з розрахунку 0,5 мл/кг маси тіла через 1 год після введення отрути протягом 14 діб від початку інтоксикації ксенобіотиками. Модель ПАУП одержували шляхом повторного внутрішньошлункового введення етанолу в дозі 7 мл/кг маси протягом 7 діб [8]. Модель ГТГ у тварин викликали шляхом внутрішньошлункового введення тетрацикліну за допомогою зонда в дозі 500 мг/кг (0,5 LD₅₀) у вигляді суспензії в 1 % розчині крохмального гелю 1 раз на добу впродовж 5 діб [2].

Тварин декапітували під тіопенталовим наркозом. Для досліджень використовували кров та зразки печінки. У плазмі крові та гомогенаті печінки визначали вміст первинних та вторинних продуктів ПОЛ: дієнових кон'югатів (ДК) – спектрофотометричним методом [18], малонового діальдегіду (МДА) – методом, що базується на утворенні забарвленого комплексу при взаємодії МДА з тіобарбітуровою кислотою [7].

Всі досліди на тваринах проводили у відповідності з "Правилами використання лабораторних експериментальних тварин" [9]. Одержані цифрові дані опрацьовували статистично [12].

Результати досліджень та їх обговорення

З наведених у таблиці даних видно, що у клінічно здорових самців і самок білих щурів (І група) вміст ДК і МДА статеві- і тканино- специфічні. Так, у плазмі крові вміст ДК і МДА як у самців, так і самок є меншим, ніж у печінці. Разом з тим, вміст ДК і МДА у плазмі крові і печінці самок більший, ніж у самців, що може бути пов'язано з різним стероїдним профілем, яким впливає на ПОЛ [19]. З іншого боку, у загальних ліпідах печінки самок щурів порівняно з самцями виявлено більший вміст ПНЖК родини ω -3 [14]. Цим можна пояснити їх більшу схильність до модифікацій, зокрема за рахунок самоокиснення.

При експериментальній підгострій алкогольній інтоксикації та гострому тетрацикліновому гепатиті виявлено істотне зростання вмісту продуктів ПОЛ у щурів, яке характеризується органно-тканинними та статевими відмінностями. Так, вміст ДК у плазмі крові самців 2-ї, 3-ї та 4-ї груп був більшим відповідно у 1,15; 1,54 та 1,66 раза, у печінці – в 1,26; 1,46 та 1,67 раза ($p < 0,05$), а у плазмі крові самок – відповідно у 1,44; 1,32 та 1,71 раза ($p < 0,05$), у печінці – в 1,37; 1,24 та 1,93 раза ($p < 0,05$) відносно тварин контрольної групи. Щодо МДА, то його вміст також зростав і у плазмі крові самців 2-ї, 3-ї та 4-ї груп був більшим відповідно у 1,20; 1,28 та 1,54 раза ($p < 0,05$), у печінці – в 1,25; 1,48 та 1,66 раза, а у плазмі крові самок – відповідно у 1,30; 1,12 та 1,59 раза ($p < 0,05$), у печінці – в 1,53; 1,30 та 1,81 раза ($p < 0,05$), порівняно з контрольними тваринами відповідної статі. Отримані дані свідчать про більший вплив етилового алкоголю на вміст ДК та МДА у плазмі крові та печінці самок білих щурів, тоді як у самців збільшення вмісту цих продуктів ПОЛ обумовлено більшою мірою впливом тетрацикліну. Виявлені відмінності ймовірно обумовлені статевими особливостями ліпідного обміну як у нормі, так і при отруєнні ксенобіотиками [14]. Зростання вмісту продуктів ПОЛ у печінці та плазмі крові тварин за отруєння етиловим алкоголем та тетрацикліном можна пояснити пошкодженням мембранних структур, включно гепатоцитів,

токсичними метаболітами внаслідок пероксидації фосфоліпідів і поліненасичених жирних кислот.

Таблиця

Вміст ДК і МДА у плазмі крові та печінці щурів різної статі при отруєнні тетрацикліном і (або) алкоголем та при введенні БАД (М±m, n=5)

Стать тварин	Група тварин	Плазма крові		Печінка	
		ДК, у.о.	МДА, мкмоль/л	ДК, у.о.	МДА, мкмоль/л
Самці	I Інтактна Контроль	5,37±0,45	7,31±0,47	6,73±0,52	8,53±0,54
	II ПАУП	7,24±0,63*	8,75±0,61*	8,45±0,41*	10,63±0,75*
	III ГТГ	8,27±0,61*	9,33±0,52*#	9,32±0,54*#	12,63±0,78*#
	IV ПАУП + ГТГ	8,93±0,74*#	11,25±0,48*#	10,67±0,62*#	14,16±0,89*#
	V ПАУП + ГТГ „Альфа+омега”	6,46±0,52#	8,16±0,41	7,82±0,43#	9,87±0,65
Самки	I Інтактна Контроль	5,76±0,34	7,84±0,51	7,15±0,42	9,09±0,42
	II ПАУП	8,32±0,66*#	10,21±0,68*#	9,78±0,57*#	13,93±0,52*#
	III ГТГ	7,60±0,53*#	8,72±0,64*	8,92±0,74*	11,82±0,80*
	IV ПАУП + ГТГ	9,82±0,65*#	12,47±0,84*#	13,78±0,52*#	16,45±0,59*#
	V ПАУП + ГТГ „Альфа+омега”	6,14±0,43	8,75±0,57	8,36±0,60	10,86±0,71

Примітки: * - вірогідні відмінності у досліджуваних показниках у плазмі крові тварин 2-ї, 3-ї та 4-ї груп порівняно з їх вмістом у плазмі крові тварин 1-ї групи (p<0,05); # - вірогідні відмінності у досліджуваних показниках у плазмі крові тварин 2-ї, 3-ї та 4-ї груп порівняно з їх вмістом у плазмі крові тварин 5-ї групи (p<0,05)

Необхідно також відмітити, що гепатотоксична дія етилового алкоголю та тетрацикліну, при їх сумісному задаванні зумовлювала значніші зміни вмісту продуктів ПОЛ у плазмі крові та печінці незалежно від статі. З отриманих даних випливає, що етиловий алкоголь і тетрациклін потенціюють гепатотоксичну дію один одного, що проявляється у вираженому зростанні ПОЛ.

Аналіз експериментальних даних показав, що задавання впродовж 14 діб БАД “Альфа+омега” тваринам 5-ї групи приводило до нормалізації вмісту ДК і МДА у плазмі крові та печінці самців і самок білих щурів з гострим тетрацикліновим гепатитом, викликаним на фоні підгострого алкогольного ураження печінки. При цьому більш позитивним такий вплив був у самок, ніж у самців.

Отримані результати вказують на статеві особливості вмісту продуктів ПОЛ у печінці та плазмі крові білих щурів у нормі, на тлі підгострої алкогольної інтоксикації та гострого тетрациклінового гепатиту та при корекції біологічно активною добавкою “Альфа+омега”.

Висновки

1. Інтоксикація етиловим алкоголем і тетрацикліном самців і самок білих щурів має одновекторний характер впливу на вміст дієвих кон'югатів та малонового діальдегіду у плазмі їх крові та печінці, що проявляється його зростанням.
2. При сумісному задаванні етиловий алкоголь потенціює дію тетрацикліну, що призводить до більш виражених змін ПОЛ у печінці і плазмі крові як самиць, так і самок, ніж при окремому задаванні кожного.
3. Вміст ДК та МДА у плазмі крові та печінці самок білих щурів більшою мірою зростає при інтоксикації етиловим алкоголем, а у самців – при інтоксикації тетрацикліном.
4. Введення БАД “Альфа+омега” білим щурам в умовах інтоксикації етиловим алкоголем і тетрацикліном ефективніше знижує вміст дієвих кон'югатів та малонового діальдегіду у плазмі крові та печінці самок, ніж у самців.

Перспективи подальших досліджень. Науково-практичний інтерес становить застосування біологічно активної добавки "Альфа+омега" у клінічній медицині при патології печінки за умов інтоксикації ксенобіотиками різного генезу з урахуванням статевих особливостей перекисного окиснення ліпідів.

1. *Бабак О. Я.* Современные представления о лекарственно-индуцированном поражении печени / О. Я. Бабак // Здоров'я України. – 2007. – 20(1). – С. 34–36.
2. *Баган Н. Ю.* Функционально-биохимическая характеристика и экспериментальная фармакотерапия тетрациклиновых поражений печени / Баган Н. Ю. : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. мед. наук. – Київ, 1991. – 28 с.
3. *Балаболкин М. И.* Роль окислительного стресса в патогенезе сосудистых осложнений диабета (лекция) / М. И. Балаболкин, М. Е. Клебанова // Клиническая лабораторная диагностика. – 2000. – № 3. – С. 29–34.
4. *Бобырев В. Н.* Специфичность систем антиоксидантной защиты органов и тканей – основа дифференцированной фармакотерапии антиоксидантами / В. Н. Бобырев, В. Ф. Почернява, С. Г. Стародубцев [и др.] // Экспериментальная и клиническая фармакология. – 1994. – Т. 57, № 1. – С. 47–54.
5. *Владимиров Ю. А.* Роль нарушений липидного слоя мембран в развитии патологических процессов / Ю. А. Владимиров // Пат. физиология и эксперим. терапия. – 1989. – № 12. – С. 4–7.
6. *Владимиров Ю. А.* Свободные радикалы в биологических системах / Ю. А. Владимиров // Соросовский Образовательный Журнал. – 2000. – Т. 6, № 12. – С. 13–19.
7. *Гаврилов В. Б.* Анализ методов определения продуктов перекисного окисления липидов в сыворотке крови по тесту с тиобарбитуровой кислотой / В. Б. Гаврилов, А. П. Гаврилова, Л. М. Мажуль // Вопр. мед. химии. – 1987. – Т. 33, № 1. – С. 118–122.
8. *Доклінічні дослідження лікарських засобів (методичні рекомендації)* / За ред. О. В. Стефанова. – Київ : Авіцена. – 2001. – С. 115–128.
9. *Кожем'якін Ю. М.* Науково-методичні рекомендації з утримання лабораторних тварин / Ю. М. Кожем'якін, О. С. Хромов, М. А. Філоненко, Г. А. Сайфетдінова. – Київ : Авіцена, 2002. – 156 с.
10. *Козак М. В.* Половые различия уровня перекисного окисления липидов белых крыс в норме и его изменения после гонадэктомии и введения токоферола / М. В. Козак // Вопросы медицинской химии. – 2000. – № 6. – С. 16–19.
11. *Кондратенко Е. И.* Функциональные взаимосвязи эндокринных и свободнорадикальных процессов у крыс разного пола при изменении освещения / Е. И. Кондратенко. – Астрахань : Изд-во АГУ, 2003. – 194 с.
12. *Ланкин Г. Ф.* Биометрия / Г. Ф. Ланкин. – М. : Высшая школа, 1990. – 352 с.
13. *Маевская М. В.* Алкогольная болезнь печени / М. В. Маевская // Клинические перспективы в гастроэнтерологии, гепатологии. – 2001. – № 1. – С. 4–8.
14. *Недошитко Х. Ю.* Статеві особливості жирнокислотного складу ліпідів печінки за умов її експериментального ураження та при корекції / Х. Ю. Недошитко, О. С. Покотило // Клінічна та експериментальна патологія. – 2010. – № 2. – С. 15–17.
15. *Окислительный стресс.* Прооксиданты и антиоксиданты / Е. Б. Меньшикова, В. З. Ланкин, Н. К. Зенков [и др.]. – М. : Слово, 2006. – 556 с.
16. Пат. України № 14794. Біологічно активна харчова добавка "Альфа+Омега" / Покотило О.С. – № 200611181 ; заявл. 23.10.2006; опубл. 10.06.2007, Офіційний бюллетень "Промислова власність" № 8.
17. *Сергеев П. В.* Стероидные гормоны / В. П. Сергеев. – М. : Наука, 1984. – С. 174–182.
18. *Стальная И. Д.* Метод определения диеновой конъюгации ненасыщенных высших жирных кислот // Современные методы в биохимии // Под ред. В. Н. Ореховича. – М. : Медицина. – 1977. – С. 63–64.
19. *Талакин Ю. Н.* Показатели перекисного окисления липидов у белых крыс / Ю. Н. Талакин, Н. В. Гриднева, Л. А. Иванова [и др.] // Гигиена и санитария. – 1991. – № 1. – С. 58–62.

О.С. Покотило¹, Х.Ю. Недошитко²

¹Тернопольский национальный технический университет им. Ивана Пулюя, Украина

²Тернопольский государственный медицинский университет им. И.Я. Горбачевского, Украина

ПОЛОВЫЕ ОСОБЕННОСТИ ПЕРЕКИСНОГО ОКИСЛЕНИЯ ЛИПИДОВ В ТКАНЯХ КРЫС ПРИ ТОКСИЧЕСКОМ ПОРАЖЕНИИ ТЕТРАЦИКЛИНОМ И ЭТИЛОВЫМ АЛКОГОЛЕМ И ПРИ КОРРЕКЦИИ

Исследовали состояние перекисного окисления липидов в плазме крови и печени самцов и самок белых крыс в условиях острого тетрациклинового гепатита (ОТГ) (500 мг/кг) (0,5 LD50), подострого алкогольного поражения печени (ПАПП) (7 мл/кг) и совместной патологии, а также изучали возможность коррекции выявленных изменений биологически активной добавкой "Альфа+омега" (0,5 мл/кг). Интоксикация этиловым алкоголем и тетрациклином у самцов и самок крыс имеет однонаправленный характер, особенно при совместном применении, что выражалось повышением содержания ДК и МДА в плазме их крови и печени. Содержание ДК и МДА в плазме крови и печени самок белых крыс в большей степени возрастает в условиях ПАПП, а у самцов – ОТГ. Введение БАД "Альфа + омега" белым крысам в условиях ПАПП и (или) ОТГ эффективнее снижает содержание ДК и МДА в плазме крови и печени самок, чем у самцов.

Ключевые слова: перекисное окисление липидов, пол, крысы, тетрациклин, этиловый алкоголь, плазма крови, печень

O.S. Pokotylo, H.Yu. Nedoshytko

¹Ivan Pul'uj Ternopil National Technical University, Ukraine

²I.Ya. Horbachevsky Ternopil State Medical University, Ukraine

SEXUAL PECULIARITIES OF LIPID PEROXIDATION IN RAT TISSUES UNDER TOXIC DAMAGE TETRACYCLINE AND ETHYL ALCOHOL AND TO CORRECT

Studied the status of lipid peroxidation in plasma and liver of male and female white rats under acute hepatitis tetracycline (AGT) (500 mg/kg (0,5 LD50), subacute alcoholic liver damage (SALD) (7 ml/kg) and joint pathology and considered the possibility to correct the changes in dietary supplement "Alpha + Omega" (0,5 ml/kg). Ethyl alcohol intoxication and tetracycline in male and female rats is unidirectional in nature, especially when set the joint, which manifests itself increase the quantity of DC and MDA in plasma of their blood and liver. DC and MDA content in plasma and liver of female rats are more increases in SALD, and in males - AGT. Introduction Supplements "Alpha + Omega" in white rats in SALD and (or) effectively reduces AGT content control and MDA in blood plasma and liver of females than in males.

Keywords: lipid peroxidation, sex, rats, tetracycline, ethyl alcohol, blood plasma, liver

Рекомендує до друку

О.Б. Столяр

Надійшла 06.02.2011

УДК 612.357.13+591.132.5

В.М. ПОЛЕТАЙ¹, А.О. ЖИДЕНКО¹, С.П. ВЕСЕЛЬСЬКИЙ², М.Ю. МАКАРЧУК²¹ Чернігівський національний педагогічний університет ім. Т.Г. Шевченка

вул. Гетьмана Полуботка, 53, Чернігів 14038, Україна

² Київський національний університет ім. Тараса Шевченка

вул. Володимирська, 64, Київ 01601, Україна

ВПЛИВ ГЕРБІЦИДІВ НА ПРОМІЖНИЙ ОБМІН ЖОВЧНИХ ПІГМЕНТІВ В ОРГАНІЗМІ КОРОПА

Досліджувався проміжний обмін жовчних пігментів коропа лускатого за дії гербіцидів. Спостерігалися зміни вмісту загальної кількості жовчних пігментів і їх окремих фракцій: вільного білірубину і білівердину, а також їх кон'югатів з сірчаною, глюкуроною кислотами і моносахаридами в крові, жовчі і тканині печінки коропа, що вказує на можливі порушення в процесах їх біосинтезу і транспортування через синусоїдальну і каналікулярну мембрани гепатоцитів.

Ключові слова: білірубін, білівердин, гербіциди, проміжний обмін

Жовчні пігменти білірубін та білівердин є кінцевими продуктами розщеплення гемоглобіну та інших гемвісних сполук. Ці метаболіти практично нерозчинні у воді і тому в організмі людини та тварин знаходяться у зв'язаному комплексі з альбуміном, завдяки чому не можуть здолати тканинні бар'єри і проявити токсичних ефектів за нормальних умов життєдіяльності [3, 7].

Печінка виконує в організмі ряд найважливіших функцій в обміні жовчних пігментів, зокрема забезпечує захоплення їх із крові гепатоцитами та за участю різних поліферментних систем клітини здійснює кон'югацію білірубину з глюкуроною та іншими кислотами та моноцукрами, що сприяє їх виведенню з жовчю у дванадцятипалу кишку [4, 6]. В процесі вищеприведених функцій печінкою задіяна ціла низка білків-транспортів, як на синусоїдальних, так і на каналікулярних мембранах, а також безпосередньо в цитоплазмі клітин органу [6, 7]. Однак, метаболічні процеси у печінці при певних патологічних станах організму можуть порушуватися унаслідок надмірного накопичення як ендогенних, так і екзогенних токсичних речовин. Часто за таких умов порушується природний каскад перетворень жовчних пігментів, оскільки багато метаболічних ланок його залучається у відтворення детоксикуючої функції цього органу [1, 4].

Організм прісноводних риб, в тому числі коропа, піддається значному екзогенному навантаженню гербіцидами у зв'язку з їх інтенсивним застосуванням у сільському господарстві та подальшим потраплянням до природних і штучних водойм [2]. В зв'язку з вищезазначеним є важливим дослідити особливості обміну жовчних пігментів в організмі коропа при перебуванні його в середовищі з підвищеними концентраціями гербіцидів різної хімічної структури.

Матеріал і методи досліджень

Об'єктом дослідження слугував лускатий короп (*Cyprinus carpio* L.) однорічного віку масою 85-120 г та дворічного віку масою 210-245 г. Рівень досліджуваних гербіцидів задавали у 200-літрових акваріумах з розрахунку 0,04-0,08 мг/дм³ для раундапа (гліфосат) та 0,2-0,4 мг/дм³ для зенкора, що дорівнює відповідно двом та чотирьом гранично допустимим концентраціям (ГДК) для риб. Дослід проводився в осінньо-зимовий період впродовж 14 діб при температурі води в межах 8-10°C.

Вміст пігментних складових визначали за розробленою у нашій лабораторії методикою [5]. До отриманої в експерименті проби жовчі, крові та гомогенату печінки (50 мкл) додавали 50 мкл стабілізуючого водного розчину, який містить 5,0% карбаміду та 0,5% аскорбінової кислоти. До отриманої суміші додавали бутанол та ацетон до співвідношення 2:2:7. Після перемішування, центрифугування та випарювання ацетонової складової проводили хроматографічний розподіл екстрагованих пігментів на пластинках «Silufol» або «Сорбфіл», використовуючи комбіновану суміш розчинників для хроматографії, що складалася з амілового

ефіру оцтової кислоти, концентрованої оцтової кислоти, пропанолу, води та етиленгліколю у відповідному об'ємному співвідношенні 21:10:5:5:3. Після фарбування хроматограм модифікованим діазореактивом і збагаченням отриманої суміші 1,0 мл мурашиного альдегіду проводили денситометричну кількісну оцінку окремих фракцій похідних білірубину та білівердину як в ультрафіолетовому, так і у видимому діапазоні світла на денситометрах ДО-1М або «Самас-2».

Статистичну обробку отриманих даних проводили за допомогою аналітичного пакета «Statistika 5.0», використовуючи t-критерій Стьюдента для даних, які мали нормальний розподіл згідно критерію Шапіро-Уїлка.

Результати досліджень та їх обговорення

За допомогою тонкошарової хроматографії в екстрактах із тканини печінки, жовчі та крові коропа лускатого було виявлено, ідентифіковано та кількісно визначено до восьми фракцій похідних білірубину та білівердину. Домінуючим в організмі коропа пігментом, як і в багатьох інших тварин, є білівердин з його кон'югованими похідними, котрі по-різному представлені в досліджуваних нами біоматеріалах. Зокрема, найповніший спектр і найбільші концентрації загальних жовчних пігментів були виявлені у міхуровій жовчі як однорічок, так і дворічок коропа лускатого, котрі в цій біорідині у контрольних групах тварин становили відповідно $171,38 \pm 6,43$ мг% та $142,74 \pm 3,80$ мг%. Із приведених даних в таблицях 1 та 2 видно, що ця біорідина включає всі вісім виявлених фракцій похідних білівердину та білірубину, тоді як у крові коропа частина фракцій останнього практично присутня лише в слідових кількостях. В тканині печінки коропа за контрольних умов дані метаболіти представлені у невеликих концентраціях повним спектром.

Загальний аналіз отриманих експериментальних даних показує, що при навантаженні організму коропа гербіцидами різної хімічної структури спостерігається односпрямована реакція на зменшення сумарної концентрації та вмісту жовчних пігментів в досліджуваних тканинах та біорідинах, прояв якої був певною мірою залежний від природи діючого чинника, його концентрації та віку тварин. Так, навантаження організму коропа однорічного віку 4 ГДК зенкора вело до зниження у жовчних міхурах концентрації похідних білірубину та білівердину на 20,9% ($p < 0,05$) порівняно з контрольними величинами (табл. 1).

При навантаженні організму коропа дворічного віку 2 ГДК зенкора спостерігалось зниження сумарної концентрації жовчних пігментів у міхуровій жовчі на 22,3% ($p < 0,05$), а подальше підвищення концентрації цього препарату у водному середовищі до 4 ГДК зумовило зниження рівня даних метаболітів уже на 32,4% ($p < 0,01$) (табл. 2). Подібно змінювався сумарний рівень жовчних пігментів у міхуровій жовчі при застосуванні раундапу, зокрема при навантаженні організму риб 2 ГДК гербіциду їх загальний рівень у цій біорідині коропів дворічного віку знизився лише на 10,6%, а при дії 4 ГДК зниження цього показника склало 20,7% ($p < 0,01$), в той час як у коропів однорічного віку при цій концентрації препарату рівень похідних білірубину та білівердину у міхуровій жовчі був нижчий на 16,9% ($p < 0,05$), ніж у контрольних тварин. В крові та тканині печінки зміни в сумарному вмісті жовчних пігментів були менш вираженими.

Надто важливим для з'ясування особливостей проміжного обміну жовчних пігментів в організмі коропа є встановлення змін окремих фракцій та співвідношення похідних білівердину та білірубину в різних тканинах та біорідинах з одночасним відслідкуванням їх транслокації через синусоїдальні та каналікулярні мембрани гепатоцитів. З'ясування вмісту окремих фракцій жовчних пігментів між тканиною печінки, кров'ю та жовчю може в певній мірі слугувати критеріями в оцінці їх внутрішньоклітинних перетворень та характеристик стану транспортних систем відповідних мембран. Наявність в окремих досліджуваних нами біоматеріалах одночасно з білівердином похідних білірубину, котрі присутні безпосередньо в тканині печінки (2,7–2,9%) та частково концентруються в міхуровій жовчі однорічок (1,73–1,99%), та в цій же біорідині у коропів-дворічок (4,23–4,48% від загального вмісту жовчних пігментів) може вказувати на те, що, можливо, певна частка білівердину при окремих неспецифічних окисно-відновних процесах в клітинах печінки відновлюється до білірубину.

Склад та кількісний вміст основних фракцій пігментів коропа лускатого (однорічки) при дії гербіцидів (4 ГДК; $M \pm m$, $n=14$)

		Основні пігментні фракції								
Умови досліджу		ВБЛ	ВБВ	СБЛ	СБВ	МГ БЛ	МГ БВ	МГМГ БВ	ДГ БВ	Сума
		в крові, мкмоль / л								
Контроль	М	сліди	14,56	сліди	0,08	0,02	2,89	0,12	5,56	23,24
	m	0,00	1,05	0,00	0,01	0,01	0,12	0,01	0,23	1,05
Дія зенкору	М	сліди	9,62*	сліди	0,12*	0,05*	1,94**	0,07**	3,95**	15,7**
	m	0,00	0,56	0,00	0,01	0,01	0,08	0,01	0,11	0,72
Дія раундапу	М	сліди	10,84	сліди	0,07	0,03	2,20**	0,10	4,29**	17,53**
	m	0,00	0,69	0,00	0,01	0,01	0,14	0,01	0,22	0,77
		в тканині печінки, мг%								
Контроль	М	0,02	0,30	0,03	0,32	0,15	2,02	0,08	3,96	6,88
	m	0,00	0,01	0,01	0,02	0,02	0,10	0,01	0,12	0,13
Дія зенкору	М	0,04**	0,22*	0,05*	0,30	0,30**	1,32**	0,04**	2,95**	5,22**
	m	0,004	0,01	0,01	0,02	0,01	0,14	0,01	0,08	0,16
Дія раундапу	М	0,03	0,24	0,03	0,46*	0,22*	1,53**	0,08	3,13**	5,70**
	m	0,003	0,02	0,004	0,02	0,01	0,08	0,01	0,16	0,24
		в жовчі, мг%								
Контроль	М	0,30	7,12	0,60	4,72	2,51	34,94	6,48	114,68	171,35
	m	0,03	0,40	0,07	0,28	0,20	2,04	0,21	4,20	6,43
Дія зенкору	М	0,50*	5,02*	0,78	3,76*	3,22*	26,84*	5,40*	89,98**	135,5*
	m	0,06	0,21	0,06	0,25	0,21	1,35	0,41	3,71	5,09
Дія раундапу	М	0,30	6,92	0,42	5,12	2,33	23,45**	5,55*	98,33*	142,42*
	m	0,06	0,37	0,05	0,32	0,23	1,57	0,24	3,30	4,52

Примітки: * – $P < 0,05$; ** – $P < 0,01$; ВБЛ – вільний білірубін; ВБВ – вільний білівердин; СБЛ – сульфокон'югати білірубину; СБВ – сульфокон'югати білівердину; МГ – моноглюкуронід; ДГ – диглюкуронід; МГМГ – моноглюкуронідмоноглікозид

Аналіз отриманих даних щодо вмісту окремих фракцій похідних білірубину та білівердину вказує на те, що відмічене нами вище зниження загального вмісту жовчних пігментів під дією зенкору та раундапу відбулось за рахунок зменшення вмісту як вільного білівердину, так і, особливо, завдяки зниженню рівня найбільш вагомо представлених фракцій моно- та диглюкуронідів білівердину. Однак кожний з досліджуваних гербіцидів специфічно впливав на вміст окремих фракцій білівердину. Зокрема, якщо раундап в досліджуваних концентраціях вірогідно не впливав на рівень вільного білівердину в тканині печінки, крові та в міхуровій жовчі коропів однорічного віку, то навантаження організму риб зенкором достовірно [на 27,3% ($p < 0,05$)] знизило рівень даної фракції пігментів у тканині печінки, крові (на 33,9%, $p < 0,05$) та на 29,5% ($p < 0,05$) і на 29,3% ($p < 0,05$) відповідно в міхуровій жовчі однорічок та дворічок коропа.

Своєрідно впливав раундап на рівень моноглюкуронідмоноглікозиду білірубину в досліджуваних тканинах. У крові та в тканині печінки його рівень практично не змінювався порівняно з контролем, у міхуровій жовчі однорічок він знизився на 14,4% ($p < 0,05$), а в цій біорідині у дворічок коропа – на 56,7% ($p < 0,01$). Такий розподіл даної фракції пігментів в досліджуваних нами тканинах та біорідинах може свідчити про те, що раундап змінює стан білків-транспортів в каналікулярній мембрані гепатоцитів, відповідальних за транслокацію даної фракції пігменту. В той же час, застосування зенкору значно гальмує біосинтез моноглюкуронідмоноглікозиду в тканині печінки, про що свідчить достовірне зниження на

53,5% ($p < 0,01$) його рівня в цій тканині з паралельним вірогідним зменшенням даної фракції пігменту як у крові, так і міхуровій жовчі піддослідних риб порівняно з контрольними величинами.

Таблиця 2

Склад та кількісний вміст основних фракцій пігментів коропа лускатого (дворічки) при дії гербіцидів (2 та 4 ГДК; мг%, $M \pm m$, $n=12$)

		Основні пігментні фракції								
Умови досліджу		ВБЛ	ВБВ	СБЛ	СБВ	МГ БЛ	МГ БВ	МГМГ БВ	ДГ БВ	Сума
		в жовчі, 2 ГДК гербіцидів								
Контроль	М	0,96	4,74	1,28	5,4	4,16	30,44	4,52	91,24	142,74
	m	0,05	0,27	0,15	0,23	0,24	1,09	0,23	3,35	3,81
Дія зенкору	М	1,22	3,38*	2,24**	4,74*	6,26**	21,62**	3,38*	68,08**	110,92*
	m	0,11	0,16	0,17	0,16	0,28	1,35	0,30	1,55	3,25
Дія раундапу	М	0,88	4,20	1,58	5,54	4,16	26,52	4,90	79,22*	127,00
	m	0,09	0,17	0,20	0,29	0,16	1,43	0,17	1,55	2,52
		в жовчі, 4 ГДК гербіцидів								
Контроль	М	0,74	4,5	1,1	5,62	3,86	28,42	4,92	85,34	134,50
	m	0,03	0,22	0,10	0,23	0,14	1,21	0,17	2,22	3,55
Дія зенкору	М	1,32**	3,18*	2,00**	4,1**	5,4**	19,70**	3,12**	51,96**	90,90**
	m	0,09	0,14	0,14	0,17	0,27	1,15	0,15	2,46	2,51
Дія раундапу	М	0,9	3,73*	1,33	7,08**	2,93**	23,45*	2,13**	65,20**	106,70**
	m	0,09	0,15	0,14	0,18	0,14	1,22	0,18	1,94	3,38

Примітка. * – $P < 0,05$; ** – $P < 0,01$; ВБЛ – вільний білірубін; ВБВ – вільний білівердин; СБЛ – сульфокон'югати білірубину; СБВ – сульфокон'югати білівердину; МГ – моноглюкуронід; ДГ – диглюкуронід; МГМГ – моноглюкуронідмоноглікозид

Слід відмітити різноспрямований вплив зенкору та раундапу на біосинтез сульфокон'югатів білівердину та білірубину в тканині печінки коропа. Якщо перший препарат підвищував на 52,9% ($p < 0,05$) рівень кон'югованого з сірчаною кислотою білірубину, практично не впливаючи на концентрацію сульфату білівердину в цій тканині, то другий препарат, навпаки, достовірно підвищував на 44% ($p < 0,05$) рівень кон'югованого з цією кислотою білівердину, не змінюючи вмісту сульфату білірубину порівняно з контролем.

Разом з тим обидва досліджуваних препарати сприяли зміні перебігу обмінних процесів в тканині печінки, за яких складались умови для зростання частки вільного білірубину та його похідних. Найбільш виражено це проявлялося в достовірних змінах рівня як вільного білірубину (в 2 рази, $p < 0,01$), так і його кон'югатів з сірчаною та глюкуроною кислотою при дії зенкору. Останнє також підтверджується значним достовірним зростанням частки даних фракцій білірубину безпосередньо у міхуровій жовчі піддослідних риб при навантаженні їх організму зенкором (табл. 1).

Висновки

Аналізуючи в цілому дані по зміні вмісту вільних та кон'югованих похідних білівердину та білірубину в досліджуваних біорідинах та тканині печінки організму коропа лускатого у водному середовищі заданими концентраціями гербіцидів різної хімічної будови можна констатувати, що зенкор і раундап подібно впливаючи на зниження загального рівня жовчних пігментів, разом з тим по-різному впливають на розподіл та співвідношення в тканинах окремих досліджуваних нами метаболітів пігментного обміну. Встановлені зміни у співвідношенні вільних та кон'югованих похідних білірубину та білівердину в тканині печінки та досліджуваних біорідинах обумовлені відповідними змінами перебігу процесів їх біосинтезу, кон'югації та транслокації через синусоїдальні та каналікулярні мембрани

гепатоцитів, що в підсумку впливає на перебіг проміжного обміну даних метаболітів в організмі риб при дії досліджуваних гербіцидів.

1. Ганиткевич Я. В. Исследования желчи. Биохимические и биофизические методы / Я. В. Ганиткевич, Я. И. Карбач. – Киев : Вища школа, 1985. – 136 с.
2. Жиденко А. О. Морфологічні адаптації різновікових груп *Cyprinus carpio* L. за несприятливої дії екологічних факторів : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня д-ра біол. наук. Спец. “Екологія” / А. О. Жиденко. – Одеса, 2009. – 40 с.
3. Романенко В. Д. Печень и регуляция межклеточного обмена (млекопитающие и рыбы) / В. Д. Романенко. – Киев : Наукова думка, 1978. – 184 с.
4. Саратиков А.С., Скакун Н.П. Желчеобразование и желчегонные средства / А. С. Саратиков, Н. П. Скакун. – Томск, 1991. – 260 с.
5. Спосіб визначення спектра похідних білірубину та білівердину в біологічній рідині: Патент на корисну модель №41602 / Т. П. Гарник. М. Ю. Макачук, С. П. Весельський [та ін.]. – Заявлено 30.01.2009 р., № заявки у 2009 00708; опубл. 25.05.2009. бюл. № 10.
6. Spivak W. Reverse-phase h. p. l. c. separation quantification and preparation of bilirubin and its conjugates from native bile / W. Spivak, M. C. Carey // Biochem. J. – 1985. – № 225. – P. 787–805.
7. Goessling W. Role of apolipoprotein D in the transport of bilirubin in plasma / W. Goessling, S. D. Zucker // Am. J. Physiol Gastrointest Liver Physiol. – 2000. – Vol. 279. – P. 356–365.

В.М. Полетай¹, А.А. Жиденко¹, С.П. Весельський², Н.Е. Макачук²

¹Черниговский национальный педагогический университет им. Т.Г. Шевченко, Украина

²Киевский национальный университет им. Тараса Шевченко, Украина

ВЛИЯНИЕ ГЕРБИЦИДОВ НА МЕЖУТОЧНЫЙ ОБМЕН ЖЕЛЧНЫХ ПИГМЕНТОВ В ОРГАНИЗМЕ КАРПА

Исследовался межклеточный обмен желчных пигментов карпа чешуйчатого в условиях воздействия гербицидов. При действии гербицидов разного химического строения наблюдались изменения содержания общего количества желчных пигментов и их отдельных фракций: свободного билирубина и биливердина, а также их конъюгатов с серной, глюкуроновой кислотами и моносахаридами в крови, желчи и ткани печени карпа, что указывает на возможные нарушения в процессах их биосинтеза и транспорта через синусоидную и каналикулярную мембраны гепатоцитов.

Ключевые слова: билирубин, биливердин, гербициды, межклеточный обмен

V. M. Poletay¹, A. A. Zhidenko¹, S. P. Veselskiy², M. U. Makarchuk²

¹T.G. Shevchenko Chernigiv National Pedagogical University, Ukraine

²Taras Shevchenko Kyiv National University, Ukraine

INFLUENCE OF HERBICIDES ON INTERSTITIAL EXCHANGE OF BILIOUS PIGMENTS IN ORGANISM OF CARP

We studied a changes of a bilious pigments in the blood, liver and bile of carp in pesticide intoxication. At action of herbicides of a different chemical structure there were the changes of maintenance of common quantity of bilious pigments and their separate factions: free bilirubin and biliverdin and them connections in a blood, bile and liver tissue of carp, what indicates on possible violations in the processes of their biosynthesis and transport through the membrane of hepatic cells.

Keywords: bilirubin, biliverdin, herbicides, intermediate exchange

Рекомендує до друку

Надійшла 02.02.2011

В.З. Курант

УДК 582.475.4:581.45:[58.032+581.57]

Н. В. РОСІЦЬКА

Національний ботанічний сад ім. М.М. Гришка НАН України
вул. Тімірязєвська, 1, Київ 01014

ФІЗІОЛОГО-БІОХІМІЧНІ АСПЕКТИ ФОРМУВАННЯ СТІЙКОСТІ *PINUS SYLVESTRIS* L. ДО ДІЇ ПОСУХИ

Наведені результати дослідження впливу водного режиму на накопичення продуктів пероксидного окислення ліпідів і вільного проліну в хвої *Pinus sylvestris*. Встановлений прямий зв'язок між продуктами пероксидного окислення ліпідів і водним дефіцитом в хвої сосни звичайної. Значне підвищення концентрації продуктів пероксидного окислення ліпідів і вільного проліну в хвої протягом дня вказує на зростання адаптивного потенціалу рослин.

Ключові слова: *Pinus sylvestris*, водний дефіцит, пероксидне окислення ліпідів, пролін, вуглеводи, каталаза, пероксидаза

Одним з найбільш суттєвих і небезпечних факторів, що негативно впливають на ріст і розвиток рослин, є посуха. Відомо, що результатом негативного впливу екзогенних абіотичних факторів на ростові процеси є активація пероксидного окислення ліпідів (ПОЛ), що призводить до порушення рівноваги в системі прооксиданти↔антиоксиданти і супроводжується розвитком окисного стресу. Процес адаптації рослин до стресових умов існування включає активну участь компонентів ферментативної системи захисту, які відіграють важливу роль у захисних реакціях рослин. Антиоксиданти здатні зв'язувати вільні радикали, які діють у напрямі розвитку деструктивних окисних процесів, що посилюються за умов впливу на клітину стрес-факторів. Накопичення антиоксидантів сприяє інгібування деструктивних реакцій вільнорадикального окислення [5]. Доведено, що при наявності стресів у тканинах рослин зростає вміст проліну, який сприяє підвищенню стійкості організму до дії несприятливих факторів, включно і до посухи, за рахунок збільшення водоутримуючої здатності клітин. Пролін виконує протекторні функції, захищає білки і мембранні структури від ушкоджень, викликаних дією стрес-факторів [9].

Метою роботи було дослідження добового розподілу в фотосинтезуючих органах сосни звичайної продуктів пероксидного окислення ліпідів, вільного проліну, цукрів, фотосинтетичних пігментів та визначення активності антиоксидантних ферментів у хвої за водного дефіциту.

Матеріал і методи досліджень

Експериментальна робота виконувалась у відділі алелопатії Національного ботанічного саду ім. М.М. Гришка НАН України у квітні–травні 2008-2010 рр.

Об'єктами досліджень слугували одновікові рослини *Pinus sylvestris* L. у задовільному стані за умов дотримання усіх агротехнічних заходів (контроль) та у пригніченому стані без догляду (дослід). Протягом доби через кожні дві години відбирали хвою для дослідження процесів пероксидації ліпідів за вмістом тіобарбітурової кислоти активних продуктів (ТБКАП). Концентрацію ТБКАП визначали за вмістом маленового альдегіду (МДА) [1], а ступінь адаптації рослин до стрес-фактору, зокрема, посухи – за вмістом проліну [9]. Водний режим листків аналізували за Григорюк та ін. [7]. Вміст фотосинтетичних пігментів аналізували за Х.М. Починком [4], цукрів – за Г.Є. Бертраном [3], каталази – за А.Н. Бахом і А.І. Опаріним [3], пероксидази – за А.М. Бояркіним [3]. Повторність дослідів 6–10-ти кратна.

Отримані дані опрацьовували статистично. У роботі наведені середні арифметичні дані з урахуванням похибок, відмінності вважали вірогідними, якщо $p \leq 0,05$ [2].

Результати досліджень та їх обговорення

Аналіз динаміки водного потенціалу хвої сосни звичайної показав суттєві розбіжності у забезпеченні рослин вологою протягом доби. З'ясовано, що водний дефіцит хвої у дослідних

рослин в 1,1–2,4 рази більший, ніж у контрольних. Протягом доби тричі зафіксовано підвищення водного дефіциту, а саме о 14³⁰, 22³⁰ та 4³⁰ годинах (рис.1).

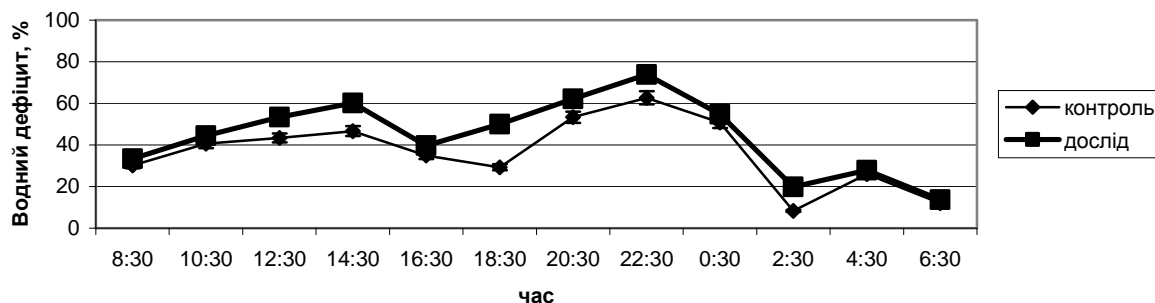


Рис.1. Динаміка водного дефіциту в хвої сосни звичайної протягом доби

Цікаві результати отримано також при аналізі вмісту фотосинтезних пігментів, оскільки концентрацію хлорофілу вважають дуже чутливим індикатором сприйняття рослинами водного стресу [8]. Нами встановлено, що вміст хлорофілу у хвої рослин контрольного варіанту у 1,1–2,0 рази вищий порівняно з рослинами дослідного варіанту (табл.1).

Таблиця 1

Вміст фотосинтезних пігментів у хвої сосни звичайної, мг/100 г сирової маси

Варіант досліджу		Хлорофіл		Сума хл. a+b	Каротиноїди	Хл. a / хл. b
		a	b			
8 ³⁰	контроль	57,12±1,99	43,58±1,22	100,70±4,02	18,32±0,51	1,31±0,04
	дослід	54,97±1,97	42,50±1,53	97,48±3,89	17,75±0,44	1,29±0,04
10 ³⁰	контроль	65,93±1,65	53,85±1,50	119,78±4,97	22,83±0,68	1,22±0,03
	дослід	54,30±2,11	44,60±1,29	98,90±4,90	16,90±0,50	1,22±0,03
12 ³⁰	контроль	54,49±2,45	42,63±1,70	97,12±3,88	17,17±0,51	1,28±0,05
	дослід	51,42±1,54	33,40±1,30	84,82±3,05	14,59±0,58	1,54±0,04
14 ³⁰	контроль	57,19±1,61	46,38±1,85	103,56±2,89	19,81±,79	1,23±0,04
	дослід	56,28±2,70	41,04±2,01	97,33±3,89	16,90±0,67	1,37±0,04
16 ³⁰	контроль	61,08±1,71	53,33±2,13	114,40±3,20	20,75±0,78	1,15±0,03
	дослід	54,64±1,64	39,41±0,98	94,05±2,63	17,45±0,69	1,39±0,05
18 ³⁰	контроль	57,38±2,29	46,28±1,85	103,67±2,90	20,34±0,56	1,24±0,03
	дослід	50,11±1,80	33,81±1,31	83,92±3,35	16,17±0,45	1,48±0,02
20 ³⁰	контроль	55,89±2,17	40,29±1,98	96,17±4,70	16,46±0,65	1,39±0,04
	дослід	53,19±2,60	41,78±1,67	94,97±2,66	23,20±0,83	1,27±0,03
22 ³⁰	контроль	55,40±1,37	46,81±1,87	102,20±4,08	18,27±0,73	1,18±0,03
	дослід	49,09±1,91	45,51±1,82	94,60±3,78	16,27±0,40	1,08±0,02
0 ³⁰	контроль	51,60±2,06	37,93±1,06	89,52±3,58	17,39±0,48	1,36±0,03
	дослід	48,59±1,94	35,58±1,42	84,17±2,52	15,00±0,45	1,50±0,03
2 ³⁰	контроль	57,15±1,42	39,90±1,11	97,05±4,80	18,62±0,52	1,43±0,05
	дослід	52,19±2,08	40,68±1,98	92,87±3,71	17,51±0,70	1,28±0,03
4 ³⁰	контроль	59,08±2,83	46,00±1,28	105,08±4,20	22,00±0,85	1,29±0,03
	дослід	34,17±1,60	19,60±0,49	53,76±2,15	12,96±0,36	1,74±0,04
6 ³⁰	контроль	50,45±1,41	38,89±1,55	89,34±3,57	19,25±0,92	1,30±0,03
	дослід	48,28±2,30	35,21±1,41	83,48±2,50	16,83±0,67	1,37±0,03

Важливу роль у фотосинтезі рослин відіграють також каротиноїди, які не тільки постачають додаткову світлову енергію до реакційних центрів фотосистем I і II, але і захищають хлорофіли від деструктивної дії світла і кисню. У більшості випадків каротиноїди

менш чутливі до водного стресу, ніж хлорофіли [10], проте нашими експериментами показано інгібуючий вплив водного дефіциту на біосинтез каротиноїдів.

Відомо, що водний дефіцит викликає підвищення рівня цукрів, пригнічує ріст рослин, зменшує ефективність фотосинтезу, спричинює акумуляцію антоціанів, хлороз та некроз листків [6].

Таблиця 2

Вміст цукрів у хвої сосни звичайної, %

Вид	Варіант дослід	Моноцукри	Дицукри	Загальна кількість
Сосна звичайна	Контроль	5,11±0,21	16,73±0,64	21,84±0,78
	Дослід	7,67±0,19	15,99±0,68	23,66±0,68

Експериментально доведено (табл. 2) підвищення вмісту розчинних цукрів в 1,2 рази у дослідних рослин порівняно з контрольними.

Заслужують на увагу результати, отримані при дослідженні активності окисно-відновних ферментів. З'ясовано, що за дії водного дефіциту активність пероксидази у хвої сосни звичайної зростає у 2,0 рази. Водночас активність каталази під впливом стресового чинника збільшується на 141%.

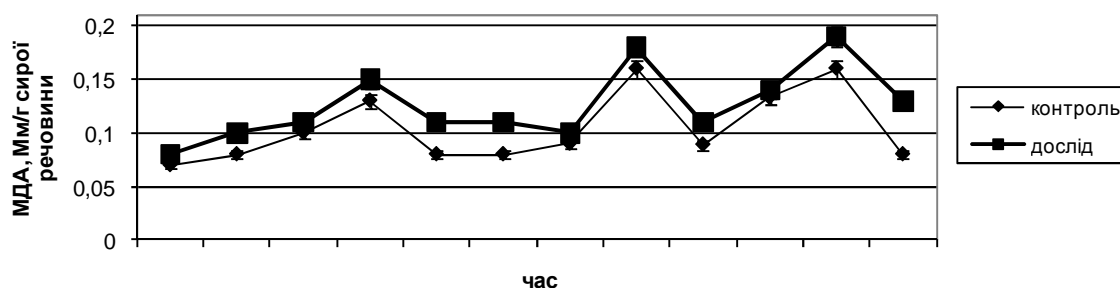


Рис. 2. Концентрація МДА в хвої сосни звичайної протягом доби

Певні відмінності спостерігались і в концентрації МДА. Так, порушення водного забезпечення рослин супроводжувалося прямопропорційними змінами концентрації ПОЛ (рис.2). Зокрема, вміст ПОЛ тричі зростав о 14³⁰, 22³⁰ та 4³⁰ годинах протягом доби.

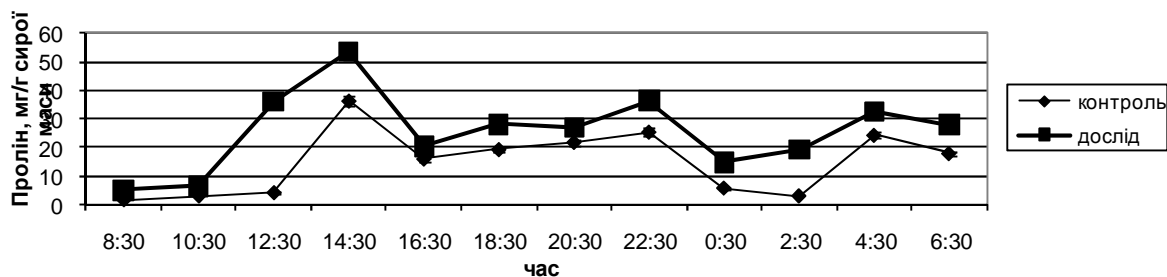


Рис. 3. Вміст проліну в хвої сосни звичайної протягом доби

Крім того, встановлено, що дефіцит води призводив до підвищення синтезу проліну (рис. 3). При цьому також відмічено триразове зростання концентрації проліну протягом доби.

Висновки

Отже, отримані результати дозволяють стверджувати, що порушення водного забезпечення рослин супроводжується інтенсивним накопиченням МДА та вільного проліну. Виявлено залежність між ступенем оводненості хвої сосни звичайної та активністю антиоксидантної системи захисту рослин. Встановлене істотне підвищення концентрації МДА, проліну та вуглеводів в тканинах свідчить про зростання адаптивного потенціалу рослин до водного стресу протягом доби.

1. Кабашикова Л. Ф. Методы оценки физиологического состояния растений в условиях засухи / Л. Ф. Кабашикова, Н. Л. Пшибытко, Л. М. Абрамчик. – Минск : Белорусская наука, 2007. – 42 с.
2. Лакин Г. Ф. Биометрия / Г. Ф. Лакин – М. : Высшая школа, 1990. – 352 с.
3. Плешков Б. П. Практикум по биохимии растений / Б. П. Плешков. – М. : Агропромиздат, 1985. – 255 с.
4. Починок Х. Н. Методы биохимического анализа растений / Х. Н. Починок – Киев : Наукова думка, 1976. – 336 с.
5. Россихіна Г. Стан антиоксидантної ферментативної системи рослин кукурудзи за дії ґрунтових гербіцидів і посухи / Г. Россихіна // Вісник Львів. ун-ту. Серія Біологічна. – 2010. – Вип. 53. – С. 188–198.
6. Сиваш О. О. Цукри як ключова ланка в регуляції метаболізму фотосинтезуючих клітин / О. О. Сиваш, Н. Ф. Михайленко, О. К. Золотарьова // Укр. ботан. журн. – 2001. – Т.58, №1. – С. 121–127.
7. Современные методы исследований и оценки засухо- и жароустойчивости растений / И. А. Григорюк, В. И. Ткачев, С. В. Савинский, Н. Н. Мусиенко. – Київ : Науковий світ, 2003. – 139 с.
8. Соколовська-Сергієнко О. Г. Особливості реакції фотосинтетичного апарату контрастних за посухостійкістю сортів озимої пшениці на ґрунтову посуху / О. Г. Соколовська-Сергієнко, О. О. Стасик // Вісн. Укр.тов-ва генетиків і селекціонерів. – 2008. – Т. 6, № 1. – С. 137–144.
9. Стаценко А. П. Биохимический прогноз жаростойкости у зерновых и бобовых культур / А. П. Стаценко // Достижения науки и техники АПК. – 1999. – № 7. – С. 29–30.
10. Таран Н. Ю. Каротиноїди фотосинтетичних тканин за умови посухи / Н. Ю Таран // Физиология и биохимия культ. растений. – 1999. – № 6. – С. 414–422.

Н.В. Росицкая

Национальный ботанический сад им. Н. Н. Гришко НАН Украины, Киев

ФИЗИОЛОГО-БИОХИМИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ ФОРМИРОВАНИЯ УСТОЙЧИВОСТИ *Pinus sylvestris* L. К ДЕЙСТВИЮ ЗАСУХИ

Показаны результаты исследования влияния водного режима на накопление продуктов перекисного окисления липидов и свободного пролина в хвое *Pinus sylvestris*. Установлена прямая связь между продуктами перекисного окисления липидов и водным дефицитом в хвое сосны обыкновенной. Значительное повышение концентрации продуктов перекисного окисления липидов и свободного пролина в хвое в течение дня указывает на рост адаптивного потенциала растений.

Ключевые слова: *Pinus sylvestris*, водный стресс, пероксидное окисления липидов, пролин, углеводы, каталаза, пероксидаза

N.V. Rositska

M. M. Gryshko National Botanical Garden of National Academy of Sciences of Ukraine, Kyiv

PHYSIOLOGICAL AND BIOCHEMICAL STABILITY ASPECTS OF *Pinus sylvestris* L. TO DROUGHT

The results of investigation water regime influence on accumulation the content of lipid peroxidation product and free proline in *Pinus sylvestris* needles were shown. The direct relationship between the lipid peroxidation product content and water degree in the *Pinus sylvestris* needles was established. The significant increasing of lipid peroxidation product content and free proline in needles during the day has been shown adaptive potential growth in plants.

Keywords: *Pinus sylvestris*, drought stress, lipid peroxidation product, free proline, sugar, catalase, peroxidase.

Рекомендує до друку

Н.М. Дробик

Надійшла 27.02.2011

УДК 547.915: 639.215.2

Ю.І. СЕНИК¹, В.О. ХОМЕНЧУК¹, Б.З. ЛЯВРІН¹, Н.М. ГЛОВИН², В.З. КУРАНТ¹¹Тернопільський національний педагогічний університет ім. Володимира Гнатюка

вул. М. Кривоноса, 2, Тернопіль 46027

²ВСП Національного університету біоресурсів і природокористування «Бережанський агротехнічний інститут»

вул. Академічна, 20, Бережани, Тернопільська область, 47501

ЛІПІДНИЙ СКЛАД ДЕЯКИХ ТКАНИН КОРОПА ЗА ДІЇ ІОНІВ КАДМІЮ

Досліджено ліпідний склад печінки та зябер коропа за дії підвищених концентрацій іонів кадмію. Встановлено зростання кількості триацилгліцеролів, неетерифікованих жирних кислот, холестеролу та зниження вмісту фосфоліпідів в тканинах риб дослідних груп.

Ключові слова: короп, печінка, зябра, ліпіди, кадмій

Зростання надходження важких металів у довкілля із антропогенних джерел та унаслідок порушення циклів колообігу мінеральних елементів призвело до збільшення їх вмісту в середовищі існування та у самих організмах, що веде до зниження продуктивності екосистем та становить потенціальну небезпеку для людини [11].

Функціонально сполуки металів, входячи до складу живого, визначають його фізіологічні функції та є регуляторами багатьох біохімічних процесів [8]. Роль металів подвійна: з одного боку в низьких концентраціях вони необхідні для нормального протікання фізіолого-біохімічних процесів, а з іншого – токсичні при їх підвищеному вмісті. Тому нормальне функціонування організму визначається наявністю у клітинах оптимальної кількості металів та формою їх знаходження в організмі.

Надмірне надходження іонів важких металів в клітину модифікує всі ланки метаболізму, включно і ліпідний обмін. Тому, становить інтерес дослідження впливу важких металів, на прикладі іонів кадмію на вміст та співвідношення ліпідів у тканинах риб.

Матеріал і методи досліджень

Дослідження проведено на дворічках коропа (*Cyprinus caprio L.*) з середньою масою 300-350 г. Риб утримували в акваріумах об'ємом 200 л з відстояною водопровідною водою та стандартним гідрохімічним режимом (вміст O₂ складав 7,5±0,5 мг/дм³; CO₂ – 2,5±0,3 мг/дм³; рН – 7,8±0,1).

Досліджували ліпідний склад печінки та зябер риб за дії іонів кадмію в концентраціях, що відповідали 0,5 та 2,0 рибогосподарським ГДК (0,005 мг/дм³ та 0,02 мг/дм³ Cd²⁺ відповідно) [1]. Необхідні концентрації іонів кадмію у воді створювали внесенням солі CdCl₂·2,5H₂O кваліфікації “х.ч.”.

Риб під час аклімації не годували. Період аклімації у риб у токсичних умовах становив 14 діб, що є достатнім для формування адаптивної відповіді на дію стрес-фактору [10].

Для біохімічного дослідження вмісту ліпідів та їх окремих класів були використані зразки печінки та зябер коропа. Тканину подрібнювали на холоді в скляних гомогенізаторах з наступним екстрагуванням загальних ліпідів з тканини хлороформ-метаноловою сумішшю у відношенні 2:1 за методом Фолча [14]. При цьому до однієї масової частини тканини додавали 20 частин екстрагуючої суміші і залишали на 12 год. для екстракції. Неліпідні домішки з екстракту видаляли відмиванням 1% розчином KCl [9]. Кількість загальних ліпідів у тканині визначали ваговим методом після відгонки екстрагуючої суміші [4].

Розділення ліпідів на окремі фракції проводили методом висхідної одномірної тонкошарової хроматографії на пластинках “Silufol UV-154” [5]. Перед роботою пластинки активували 30 хв. при температурі 105⁰ С в сушильній шафі. Отриманий хлороформний розчин ліпідів спочатку випарювали насухо, а потім розчиняли у 1 мл хлороформу. Одержані проби ліпідів наносили на пластинку мікродозатором в кількості 40 мкл розчину і повільно поміщали

їх в хроматографічні камери. Рухомою фазою служила суміш гексану, диетилового ефіру і льодяної оцтової кислоти у відношенні 70:30:1 [9]. Одержані хроматограми проявляли в камері, насиченій парами йоду. Для ідентифікації окремих фракцій ліпідів використовували специфічні реагенти і очищені стандарти [4].

Кількість неполярних ліпідів визначали біхроматним методом [9]. Вміст фосфоліпідів у тканинах визначали за кількістю неорганічного фосфору за методом Васковського [16]. Всі одержані дані оброблено статистично з використанням t-критерію Стюдента.

Результати досліджень та їх обговорення

Аналіз отриманих даних свідчить про значні зміни вмісту загальних ліпідів у печінці та незначні коливання їх кількості у зябрах риб за дії підвищених концентрацій іонів кадмію у воді. Так, за дії 0,5 ГДК Cd^{2+} вміст загальних ліпідів у печінці зростає у 1,8 раза, а за дії 2 ГДК - зменшується у 1,3 раза. Загальна кількість ліпідів у зябрах риб зростала як за дії допорогових, так і сублетальних концентрацій іонів кадмію – у 1,3 та у 1,1 раза відповідно (рис. 1).

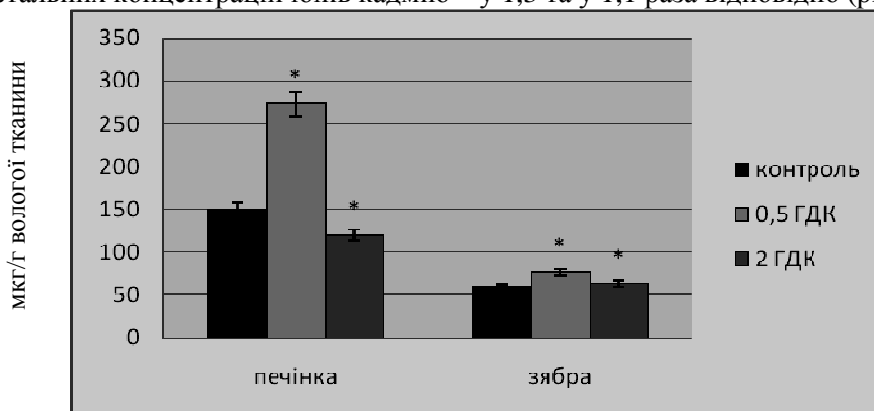


Рис. 1. Загальний вміст ліпідів у печінці та зябрах риб за дії іонів кадмію

Примітка. * – $p < 0,05$ за t-критерієм Стюдента (по відношенню до контролю)

Збільшення кількості загальних ліпідів свідчить про активацію анаболічних процесів і мобілізацію ліпідів як джерела енергії або ж про їх використання в адаптивних перебудовах метаболізму і структурних компонентах клітини. З іншого боку, кадмій не є біоелементом і здійснює стресорний вплив на гідробіонтів [7]. Його дія призводить до формування в клітинах катаболічного стрес-синдрому, який полягає в деградації клітинних структур, насамперед білків, які використовуються на енергетичні потреби при адаптаціях [10]. Компенсаторною реакцією на розпад мембранних білків є зростання кількості ліпідних компонентів мембрани, які сприяють не лише відновленню нормального функціонування мембрани, а й її ущільненню. Зменшення загальної кількості ліпідів у печінці за дії 2 ГДК токсиканту можна пояснити активацією ліпаз, а також зростанням провідної ролі ліпідів у енергетичному забезпеченні організму [13].

У зв'язку з виявленими закономірностями виникає необхідність встановлення змін щодо співвідношення кількості основних класів ліпідів. Стійкість мембран, пристосованих до несприятливих чинників, пов'язують з якісними і кількісними змінами у їх складі триацилгліцеролів (ТАГ), диацилгліцеролів (ДАГ), неестерифікованих жирних кислот (НЕЖК), холестеролу (ХЛ), моноацилгліцеролів (МАГ) та фосфоліпідів (ФЛ) [3].

В експерименті виявлено зростання вмісту ТАГ в дослідних риб відносно контролю (рис. 2, 3). Так, за дії 0,5 ГДК іонів Cd^{2+} кількість ТАГ у печінці зростає у 1,9 раза, а в зябрах - у 2,3 раза, а за дії 2 ГДК токсиканту цей показник, як у печінки, так і в зябрах, зростає у 2,3 раза. Відомо, що ТАГ є одним із чинників стабілізації мембран, і у стресових умовах вони є попередниками утворення ДАГ і НЕЖК [15].

Накопичення ТАГ є типовою реакцією на дію токсикантів, бо можна припустити єдиний механізм участі ТАГ у стабілізації мембран при токсичній дії, оскільки збільшення вмісту їх співвідноситься з ущільненням і зменшенням плинності мембран [3], що свідчить про їх участь у формуванні бар'єрів, що перешкоджають проникненню токсиканту у клітину.

Як відомо, за стресового впливу на мембрани активуються ліпази та фосфоліпази [6], тому поряд із зростанням рівня ТАГ спостерігається збільшення вмісту у мембранах ДАГ і НЕЖК (рис. 2).

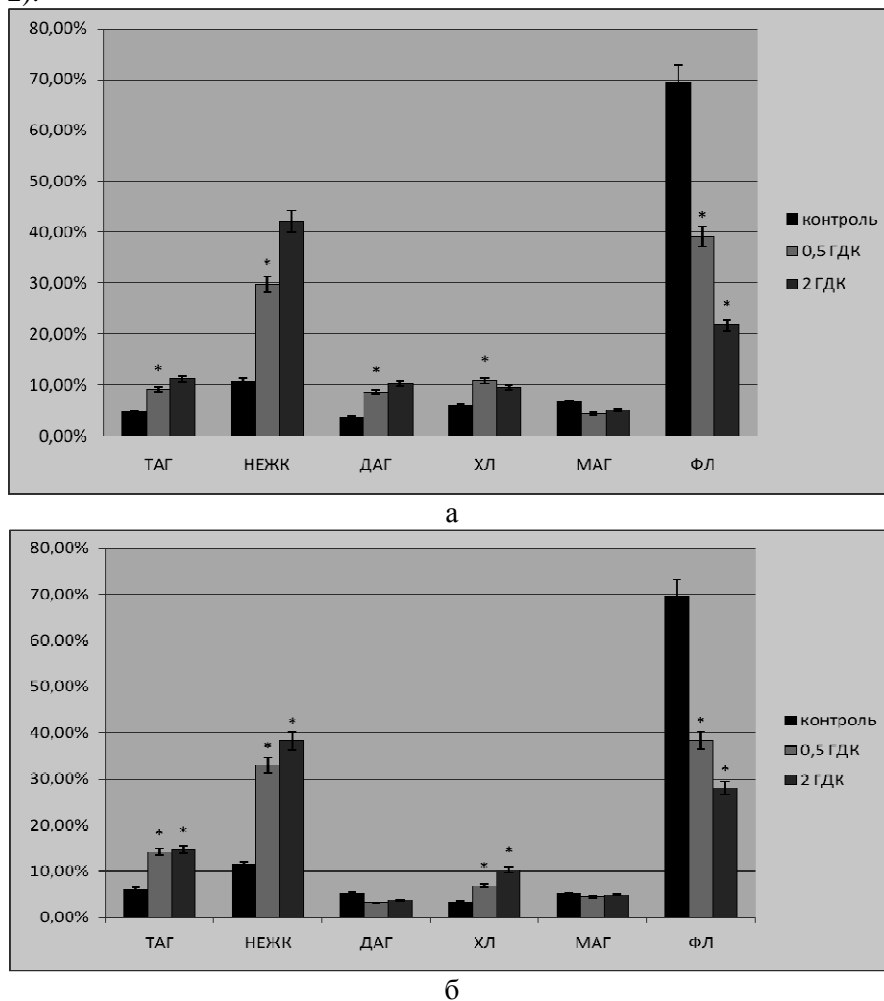


Рис. 2. Вміст індивідуальних ліпідів (в % від загальної кількості ліпідів);
а – печінка, б – зябра

Примітка. * – $p < 0,05$ за t -критерієм Стьюдента (по відношенню до контролю)

Збільшення кількості неполярних ліпідів при дії допорогових кількостей іонів кадмію, насамперед, пов'язане із зміною кількості неетерифікованих жирних кислот. Встановлено, що за дії 0,5 ГДК кадмію, у печінці цей показник зростає у 4,9 раза, а у зябрах – у 3,7 раза. Збільшення кількості неетерифікованих жирних кислот спостерігається у досліджуваних тканинах риб за дії 2 ГДК токсиканту. При зменшенні загальної кількості ліпідів у печінці за дії сублетальної концентрації іонів Cd^{2+} , вміст неетерифікованих жирних кислот у 3,2 раза перевищує показник в контрольній, а для зябер - у 3,4 раза.

Зміна загального вмісту неетерифікованих жирних кислот, як попередників синтезу ліпідів, так і продуктів їх розпаду в тканинах риб, є одним із критеріїв оцінки спрямування ліпідного метаболізму: зниження їх кількості є свідченням активації синтезу ліпідів, а збільшення - ліполізу. Значне зростання кількості неетерифікованих жирних кислот свідчить про формуванню катаболічного стрес-синдрому в умовах інтоксикації.

Дія іонів кадмію призводила до суттєвих змін у кількості холестеролу в зябрах та печінці риб. Так, при 0,5 ГДК токсиканту вміст холестеролу зростає у 2,1 раза, тоді як при 2 ГДК – у 3,2 раза. Для мембран гепатоцитів пряма залежність між кількістю іонів кадмію у воді та вмістом холестеролу не прослідковується. При допороговій концентрації токсиканту вміст холестеролу зростає у 1,8 раза, а при 2 ГДК – у 1,6 раза щодо контролю.

Відомо, що вільний холестерол поряд з фосфоліпідами впливає на проникність мембран, забезпечує їх ультраструктуру і функціональну активність – плинність біомембран, забезпечує

активність багатьох мембранозв'язаних ферментів [12] та систем пасивного транспорту [13], а також механічну щільність бішару мембран. Збільшення кількості холестеролу, що спостерігали при дії іонів кадмію, як правило, супроводжується зменшенням розрідженості клітинних ліпідів та їх вибіркової проникності, зниженням катіонної проникності мембрани, інгібуванням більшості ліполітичних ферментів. Інгібуючий ефект синтезу холестеролу, ймовірно, обумовлений його конкуренцією з анулярними ліпідами за місця зв'язування на поверхні білкових молекул.[6]

Кількості фосфоліпідів у досліджуваних тканинах риб за 0,5 ГДК іонів кадмію знижувалася як у печінці, так і зябрах – в 1,8 раза. При аклімації до 2 ГДК іонів кадмію спостерігається зниження кількості фосфоліпідів печінки у 3,2 раз, а зябер – у 2,5 раза. Очевидно, кадмій пригнічує синтез ліпідів у печінці та зябрах коропа, викликає зміну активності ліполітичних ферментів. За інтоксикації іонами кадмію активніше функціонують метаболічні системи, які використовують ліпіди в субстратному забезпеченні енергетичних процесів організму риб [10].

Інформативним функціональним показником стану мембрани є відношення холестерол/фосфоліпіди [2]. Молярне відношення холестеролу до фосфоліпідів, близьке до одиниці, зазвичай стає для багатьох біологічних мембран, проте при значних підвищеннях цього співвідношення холестерол перетворюється в кристалічну форму [13]. Слід зазначити, що від величини даного показника залежить щільність упаковки ліпідних молекул в мембрані, її плинність і фазовий стан: збільшення його значення призводить до збільшення щільності та мікрров'язкості плазматичної мембрани і, відповідно, до зменшення її плинності і проникності. Коефіцієнт холестерол/фосфоліпіди для мембран гепатоцитів зростає у 1,3 рази за дії 0,5 ГДК та в 1,5 рази при сублетальній інтоксикації (рис. 3). Можна стверджувати пропорційну залежність між коефіцієнтом холестерол/фосфоліпіди та кількістю токсиканту. Аналогічна тенденція прослідковується і для мембран клітин зябер – при 0,5 ГДК іонів кадмію коефіцієнт холестерол/фосфоліпіди зростає, порівняно з контролем, у 1,3 рази, при 2 ГДК полютанту – у 1,5 рази.

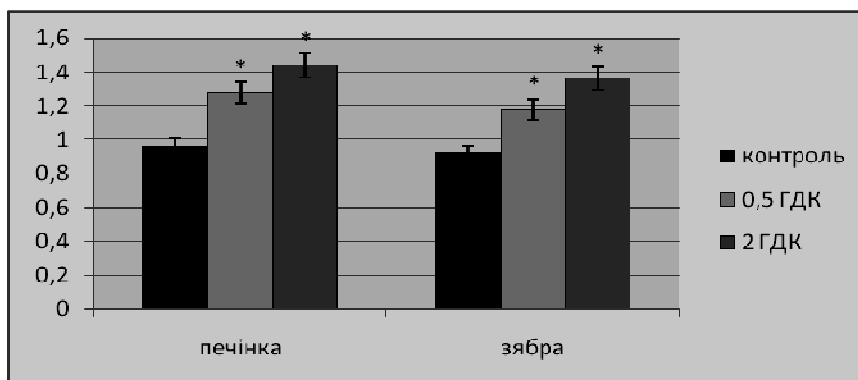


Рис. 3 Вплив іонів кадмію на співвідношення холестерол/фосфоліпіди в тканинах коропа

Примітка. * – $p < 0,05$ за t -критерієм Стьюдента (по відношенню до контролю)

В загальному можна відмітити ймовірне зростання щільності біомембран клітин печінки та зябер за інтоксикації іонами кадмію.

Висновки

Іони кадмію змінюють ліпідний синтез печінки та зябер коропа. Встановлено зростання кількості триацилгліцеролів, неетерифікованих жирних кислот, холестеролу та зниження вмісту фосфоліпідів в тканинах риб дослідних груп.

1. *Беспамятнов Г.П.* Предельно допустимые концентрации химических веществ в окружающей среде. Справочник / Г.П. Беспамятнов, Ю.А. Кротов. – Л.: Химия, 1985. – 304 с.
2. *Давыдов О.Н.* Роль гидробионтов в онкоэкологическом мониторинге / О.Н. Давыдов, Н.М. Исаева, Л.Я. Куровская //Наук. зап. Тернопіл. держ. пед. ун-ту. Серія: Біологія — 2001. — Т. 4, № 15. — С. 41 - 42.

3. Дятловицкая Э. В. Липиды как биоэффекторы. Введение / Э. В. Дятловицкая, В. В. Безуглов // Биохимия. – 1998. – Т. 63, Вып. 1. – С. 3–5.
4. Кейтс М. Техника липидологии. Выделение, анализ и идентификация липидов / М. Кейтс. — М.: Мир, 1975. — 322 с.
5. Копытов Ю.П. Новый вариант тонкослойной хроматографии липидов/ Ю.П. Копытов // Экология моря. – 1983. – Вып. 12. – С. 76-80.
6. Мецлер Д. Биохимия : Химическая реакция в живой клетке / Д. Мецлер. – М. : Мир, 1990. – Т. 2. – 608 с.
7. Мур Дж. Тяжелые металлы в природных водах. Контроль и оценка влияния / Дж. Мур, С. Рамамурти. — М.: Мир, 1987. — 228 с.
8. Ноздрюхина Л.Р. Биологическая роль микроэлементов в организме животных и человека / Л.Р. Ноздрюхина. – М.: Наука, 1977. – 184 с.
9. Прохорова М.И. Методы биохимического исследования / М.И. Прохорова. – Л.: Изд.ЛГУ. – 1982. – 222 с.
10. Хлебович В. В. Акклимация животных организмов/ В. В. Хлебович.-Л.: Наука, 1981.–135с.
11. Eichenberger E. The interrelation between essentiality and toxicity of metals in the aquatic ecosystem / E. Eichenberger // Metal ions in biological systems. – New-York and Basel, 1982. – Vol. 20. – P.67-100.
12. Freedman R.B. Membrane – bound enzymes // Membrane structures /Ed. J. Finean, P.Michele. – North. – Holland Biomed. Press, 1991. – P. 161 – 214.
13. Gulik-Krzywicki T. Structural studies of the associations between biological membrane components / T. Gulik-Krzywicki // Comp. Biochem. Physiol. – 1995. – Vol. 105, № 1. – P. 161-214.
14. Hokin L.E. Studies on the characterization of the sodium-potassium transport adenosine triphosphatase IX. On the role of phospholipids in the enzyme // L.E.Hokin T.D. Hexum /Arch. Biochem and Biophys. – 1992 – Vol. 151, № 2 – P. 58–61.
15. Lewis R.N.A.H. Surface charge markedly attenuates the nonlamellar phase-forming properties of lipid bilayer membranes: calorimetric and ³¹P-nuclear magnetic resonance studies of mixtures of cationic, anionic, and zwitterionic lipids / R.N.A.H. Lewis, R.N. McElhaney // Biophys. J. – 2000. – Vol. 79, № 3. – P. 1455–1464.
16. Vaskovsky V.E. A universal reagent for phospholipids analysis/ V.E. Vaskovsky, E.V. Kastetsky, I.M. Vasedin // J. Chromatogr. – 1985. – Vol. 114. – P. 129 -141.

Ю.И. Сенік¹, В.А. Хоменчук¹, Б.З. Ляврин¹, Н.М. Гловин², В.З. Курант¹

¹Тернопольский национальный педагогический университет им. Владимира Гнатюка, Украина

²ОСП Национального университета биоресурсов и природопользования «Бережанский агротехнический институт», Украина

ЛИПИДНЫЙ СОСТАВ НЕКОТОРЫХ ТКАНЕЙ КАРПА ПРИ ДЕЙСТВИИ ИОНОВ КАДМИЯ

Исследовано липидный состав печени и жабр карпа при действии повышенных концентраций ионов кадмия. Установлено увеличение количества триацилглицеролов, незатерифицированных жирных кислот, холестерина и снижение содержания фосфолипидов в тканях рыб опытных групп.

Ключевые слова: карп, печень, жабры, липиды, кадмий

Yu.I. Senyk¹, V.O. Khomenchuk¹, B.Z. Lyavrin¹, N.M. Glovyn², V.Z. Kurant²

¹Ternopil V. Hnatiuk National Pedagogical University, Ukraine

²Separate structural subdivision of the National university of bioresources «Berezhani agrotechnical institute», Ukraine

LIPID COMPOSITION OF SOME TISSUES OF CARP UNDER ACTION OF CADMIUM IONS

Lipid composition of liver and gills of carp under action of elevated concentrations of cadmium ions was investigated. It is established the increasing of amount of triacylglycerol, unesterified fatty acids, cholesterol and the decreasing of content of phospholipids in tissues of experimental groups of fish.

Keywords: carp, liver, gills, lipids, cadmium

Рекомендує до друку

Надійшла 20.02.2011

В.В. Грубінко

УДК 639.3.043:577.115:612.73/74

Г.В. СТАНІСЛАВЧУК

Тернопільський національний педагогічний університет ім. Володимира Гнатюка
вул. М. Кривоноса, 2, Тернопіль 46027, Україна

ВМІСТ ПРОДУКТІВ ПЕРОКСИДНОГО ОКИСНЕННЯ ЛІПІДІВ ТА АКТИВНІСТЬ АНТИОКСИДАНТНИХ ФЕРМЕНТІВ У ТКАНИНАХ КОРОПА ЗА РІЗНОГО ВМІСТУ СУЛЬФАТУ У ВОДІ

В статті подані результати досліджень про вплив підвищених концентрацій іонів сульфату у воді на вміст продуктів пероксидного окислення ліпідів і поліпептидів білків середньої маси та активність антиоксидантних ферментів в різних тканинах та органах коропа дворічного віку. Встановлена обернена залежність між рівнем сульфату у воді та вмістом продуктів пероксидного окислення ліпідів, а також підвищення активності глутатіонпероксидази, зниження активності супероксиддисмутази і каталази в тканинах та органах коропів дворічного віку.

Ключові слова: короп, сульфат, антиоксидантні ферменти, пероксидне окислення ліпідів

У низці випадків вода, у якій вирощуються риби, характеризується підвищеним вмістом сполук неорганічної сірки. Це зумовлено окисненням сірки у місцях природних покладів і надходженням у вигляді іонів у водойми [3]. Відновлена форма сірки – сірководень проявляє на риб токсичний вплив. Цим зумовлена науково-практична актуальність дослідження впливу різного рівня аніонів сульфату на обмін речовин і фізіологічні функції в організмі ставкових риб.

Матеріал і методи досліджень

Дослідження проведено на лускатих коропках (*Cyprinus carpio* L.) дворічного віку масою 250–300 грамів. Рибу виловлювали з ставів рибного господарства Тернопільського рибкомбінату (урочище Залісці) траловим методом, перевозили в лабораторію і утримували в стаціонарних акваріумах об'ємом 200 л з постійною аерацією води. Вміст O_2 становив $7,5 \pm 0,5$ мг/дм³; CO_2 – $2,5 \pm 0,3$ мг/дм³; рН $7,8 \pm 0,1$. У кожному акваріумі утримувалось по 5 риб протягом 14-ти діб, що вважається достатнім для формування адаптивних захисних механізмів в організмі риб при дії токсикантів [2, 13]. Риб під час досліду не годували.

Досліджували вплив різної кількості іонів сульфату у воді – 0,1 мг/дм³; 0,5; та 1,0 мг/дм³ відповідно, які створювали розчиненням натрій сульфату «х.ч». За контроль слугували риби, що утримувались у воді без додавання натрій сульфату.

Визначали вміст продуктів пероксидного окислення ліпідів (ПОЛ) (дієнові кон'югати [12], гідропероксили ліпідів [1], ТБК-продукти [4]), поліпептиди середньої маси (ПСМ) [10], а також активність антиоксидантних ферментів (каталази [5], супероксиддисмутази [14], глутатіонпероксидази [9]) у зябрах, гепатопанкреасі і скелетних м'язах риб. Отримані результати оброблені методами варіаційної статистики.

Результати досліджень та їх обговорення

Механізми впливу аніонів сульфату на активність антиоксидантної системи в організмі коропа включають їх поглинання зябрами із води і транспорт кров'ю у гепатопанкреас та інші тканини, включаючи вплив неорганічних форм сірки на катаболізм сірковмісних сполук (цистин, цистеїн), які впливають на синтез антиоксидантних ферментів і їх простетичні групи [7, 8].

Проведені нами дослідження показали, що при утриманні дворічок коропів протягом 14-ти діб в акваріумі з водою, концентрація іонів сульфату в якій становила відповідно 0,1 мг/дм³; 0,5 і 1,0 мг/дм³ в усіх досліджуваних тканинах (зябра, гепатопанкреас, скелетні м'язи) виявлено вірогідно менший вміст продуктів ПОЛ (гідропероксили ліпідів, ТБК-продуктів) і ПСМ порівняно з контролем (табл. 1).

Вміст продуктів ПОЛ у досліджуваних тканинах та органах коропів дворічного віку за різного вмісту сульфат-аніону у воді ($M \pm m$, $n=5$)

Групи риб, концентрація SO_4^{2-} у воді		Продукти ПОЛ			
		Дієнові кон'югати, нмоль/г тканини	Гідроперокси ліпідів, Е 480/г тканини	ТБК-продукти, нмоль/г тканини	ПСМ, ум.од./мг білка
Зябра					
1	контрольна	4,77±0,15	5,83±0,32	15,79±0,60	97,6±3,6
2	0,1 мг/дм ³ SO_4^{2-}	4,57±0,11	4,98±0,26	14,48±0,59	89,4±2,2
3	0,5 мг/дм ³ SO_4^{2-}	3,91±0,11**	3,81±0,11*	11,84±0,52***	87,8±1,4*
4	1,0 мг/дм ³ SO_4^{2-}	3,75±0,23**	3,79±0,15*	10,52±0,38***	83,6±2,5*
Гепатопанкреас					
1	контрольна	8,36±0,67	3,85±0,21	12,88±0,47	103,2±3,0
2	0,1 мг/дм ³ SO_4^{2-}	6,69±0,52	3,32±0,24	11,92±0,51	99,6±3,3
3	0,5 мг/дм ³ SO_4^{2-}	6,24±0,02**	3,22±0,01**	11,34±0,30*	95,4±2,4
4	1,0 мг/дм ³ SO_4^{2-}	5,98±0,14**	2,75±0,03***	9,67±0,48**	90,2±3,2**
Скелетні м'язи					
1	контрольна	2,9±0,15	7,26±0,26	11,09±0,39	207±5,8
2	0,1 мг/дм ³ SO_4^{2-}	2,55±0,13	6,14±0,41*	9,66±0,41**	193,2±6,3
3	0,5 мг/дм ³ SO_4^{2-}	2,52±0,15	5,78±0,30*	7,33±0,45***	189,4±4,2*
4	1,0 мг/дм ³ SO_4^{2-}	2,26±0,13	3,69±0,24***	6,55±0,41***	164,6±5,8**

Примітка. Тут і в наступній таблиці вірогідні різниці, порівняно з контролем:

*- $p < 0,05$; **- $p < 0,01$; ***- $p < 0,001$

Ці різниці можна пояснити більш інтенсивним знешкодженням вільних радикалів, які утворюються в організмі риб в результаті аеробного метаболізму при підвищенні поглинання аніонів сульфату з води, що призводить, з одного боку, до зменшення утворення продуктів ПОЛ, а з іншого – до зменшення утворення ПСМ. Це свідчить про інгібуючий вплив сульфату на ПОЛ в організмі дворічок коропів. Зокрема, встановлено, що додавання натрій сульфату до раціону тварин проявляє заощаджувачий вплив на катаболізм сірковмісних амінокислот, в результаті якого утворюється сульфат, котрий використовується в процесах детоксикації (утворення парних сполук з фенолом і іншими циклічними сполуками), утворенні сульфатних мукополісахаридів і деяких інших сполук [11]. Ці перетворення аніонів сірки в організмі проходять і після видалення товстого кишечника, який заселений мікроорганізмами, котрі здатні використовувати неорганічну сірку в синтезі сірковмісних амінокислот, що свідчить про важливу роль у процесах травлення мікроорганізмів кишечника у риб [6]. Цим можна пояснити виявлене нами підвищення активності глутатіонпероксидази – ключового ферменту антиоксидантної системи в організмі риб, коферментом якого є глутатіон – трипептид, що містить цистеїн. Відновлений глутатіон є донором водню, який глутатіонпероксидаза використовує у реакції розщеплення H_2O_2 [15, 16].

Проведені нами дослідження показали (табл. 2), що при збільшенні концентрації сульфату у воді до 1 мг/дм³ активність глутатіонпероксидази в досліджуваних тканинах і органах дворічок коропів збільшується в 1,5 рази. Ці результати певною мірою дозволяють пояснити виявлений нами найменший вміст продуктів ПОЛ (гідроперокси ліпідів, ТБК-продукти) в печінці і скелетних м'язах дворічок коропів, які утримувалися у воді з вмістом сульфату 1,0 мг/дм³. Загалом, як показали проведені нами дослідження, має місце обернена залежність між вмістом сульфату у воді і активністю глутатіонпероксидази, у тканинах – пряма залежність.

Активність антиоксидантних ферментів в тканинах та органах дворічок коропів за різного вмісту сульфат-аніону у воді ($M \pm m$, $n=5$)

Ферменти	Групи риб, концентрація SO_4^{2-} у воді			
	1 контрольна	2 $0,1 \text{ мг/дм}^3 \text{ SO}_4^{2-}$	3 $0,5 \text{ мг/дм}^3 \text{ SO}_4^{2-}$	4 $1 \text{ мг/дм}^3 \text{ SO}_4^{2-}$
Зябра				
Каталаза, мкмоль H_2O_2 /мг білка/хв	$0,29 \pm 0,02$	$0,23 \pm 0,02^*$	$0,11 \pm 0,01^{***}$	$0,11 \pm 0,01^{***}$
Супероксиддисмутаза, у.о./мг білка	$6,83 \pm 0,20$	$6,52 \pm 0,30^*$	$6,15 \pm 0,60^*$	$5,84 \pm 0,50^*$
Глутатіонпероксидаза, мкмоль GSSG/100мг білка/хв	$11,15 \pm 0,52$	$13,91 \pm 0,61^{**}$	$15,67 \pm 0,72^{**}$	$16,68 \pm 0,75^{***}$
Гепатопанкреас				
Каталаза, мкмоль H_2O_2 /мг білка/хв	$0,37 \pm 0,01$	$0,28 \pm 0,03^*$	$0,17 \pm 0,01^{***}$	$0,09 \pm 0,01^{***}$
Супероксиддисмутаза, у.о./мг білка	$6,89 \pm 0,51$	$5,76 \pm 0,20^*$	$4,79 \pm 0,27^*$	$4,55 \pm 0,50^{**}$
Глутатіонпероксидаза, мкмоль GSSG/100мг білка/хв	$7,89 \pm 0,03$	$8,67 \pm 0,72^*$	$9,86 \pm 0,49^*$	$10,96 \pm 0,45^{**}$
Скелетні м'язи				
Каталаза, мкмоль H_2O_2 /мг білка/хв	$0,37 \pm 0,02$	$0,23 \pm 0,02^{**}$	$0,12 \pm 0,01^{***}$	$0,11 \pm 0,01^{***}$
Супероксиддисмутаза, у.о./мг білка	$4,08 \pm 0,50$	$4,07 \pm 0,25^*$	$3,26 \pm 0,25^*$	$3,35 \pm 0,17^*$
Глутатіонпероксидаза, мкмоль GSSG/100мг білка/хв	$9,87 \pm 0,62$	$10,74 \pm 0,61^*$	$12,68 \pm 0,77^*$	$14,75 \pm 0,85^{***}$

З інших результатів заслуговує на увагу виявлене нами вірогідне зниження активності іншого антиоксидантного ферменту, який розщеплює в клітині H_2O_2 , – каталази. Її активність в зябрах, гепатопанкреасі і скелетних м'язах дворічок коропів знижується при підвищенні рівня сульфату у воді. При концентрації сульфату у воді $1,0 \text{ мг/дм}^3$ активність каталази у вказаних органах і тканинах дворічок коропів була приблизно в три рази нижчою, ніж у риб контрольної групи. Активність каталази, як показали наші дослідження, в тканинах і органах дворічок коропів дослідних груп більш ніж на порядок нижча, ніж активність глутатіонпероксидази. Разом з тим, одержані нами результати свідчать про зменшення активності супероксиддисмутази в зябрах, гепатопанкреасі і скелетних м'язах дворічок коропів при підвищенні рівня сульфату у воді. Це зниження виражене значно менше, ніж зниження активності каталази, проте воно вірогідне і залежить від рівня сульфату у воді. Припускаємо, що причиною такого ефекту може бути зв'язування аніонами сірки катіонів деяких мікроелементів, зокрема цинку і купруму, які входять до складу супероксиддисмутази. Пояснення причинно-наслідкового значення цього зниження вимагає подальших досліджень.

Загалом одержані результати досліджень свідчать про інгібуючий вплив підвищених концентрацій сульфату у воді на ПОЛ в тканинах і органах коропів, про зв'язок між ним і підвищенням активності глутатіонової ланки ферментної системи антиоксидантного захисту. Ступінь цього впливу значною мірою залежить від рівня сульфату у воді.

Висновки

1. Утримання дворічок коропів у воді з підвищеним вмістом аніонів сульфату призводить до вірогідного зменшення вмісту продуктів ПОЛ і ПСМ у зябрах, гепатопанкреасі і скелетних

м'язах коропів дослідних груп порівняно з їх вмістом в цих органах і тканинах дворічок коропів контрольної групи.

2. Активність глутатіонпероксидази у вказаних органах і тканинах дворічок коропів, які утримувалися у воді з підвищеним вмістом аніонів сульфату, була вірогідно вищою, а активність СОД і КТ – нижчою, ніж в органах і тканинах дворічок коропів контрольної групи.
1. А.с. № 1084681 СССР, МКИ G № 33/48. Способ определения гидроперекисей липидов в биологических тканях / В. В. Мирончик. (СССР). – №3468369/28-13; заявл.08.07.82 ;опубл. 07.04.84, Бюл. № 13.
 2. Грубінко В. В. Системна оцінка метаболічних адаптацій у гідробіонтів / В. В. Грубінко // Наук. зап. Терноп. пед ун-ту ім. В. Гнатюка. Сер.Біологія. – 2001. – № 15. – С. 36–39.
 3. Гудзь С. Динаміка змін титру сульфатвідновлювальних бактерій та вмісту сульфатів і сірководню у водах кар'єру Яворівського сіркового родовища в процесі його затоплення / С. Гудзь // Вісник Львів. ун-ту. Сер. Біологія. – 2004. – Вип. 37. – С. 185–189.
 4. Корабейникова С. Н. Модификация определения ПОЛ в реакции с ТБК / С. Н. Корабейникова // Лаб. дело. – 1989. – № 7. – С. 8–9.
 5. Королюк М. А. Метод определения активности каталазы / М. А. Королюк [и др.] // Лаб. дело. – 1988. – №1. – С. 16–19.
 6. Кузьмина В. В. Бактерии желудочно-кишечного тракта и их роль в процессах пищеварения у рыб / В. В. Кузьмина, Е. Г. Скворцов // Успехи совр. биологии. – 2002. – Т. 122, № 6. – С. 569–579.
 7. Курант В. З. Влияние цистеина и сульфата натрия на содержание белков и нуклеиновых кислот в тканях карпа / В. З. Курант. – Киев, 1990. – 7 с. – Деп. в ВИНТИИ 04. 06. 90, № 4881.
 8. Мерва А. В. Вплив сульфату натрію при додаванні його до раціону коропа на синтез білків у печінці і скелетних м'язах in vitro / А. В. Мерва, В. Г. Янович // Науково-технічний бюлетень інституту біології тварин і ДНДКІ ветпрепаратів та кормових добавок. – Львів, 2006. – Вип. 7, № 3-4. – С. 62–64.
 9. Моин В. М. Простой и специфический метод определения активности глутатионпероксидазы в эритроцитах / В. М. Моин // Лаб. дело. – 1986. – № 12. – С. 724–727.
 10. Николайчик В. В. Способ определения средних молекул / В. В. Николайчик [и др.] // Лаб. дело. – 1991. – № 10. – С. 13–18.
 11. Ратич І. Б. Роль сірки в організмі птиці / І. Б. Ратич. – Львів, 1999. – 172 с.
 12. Стальная И. Д. Метод определения диеновой конъюгации ненасыщенных высших жирных кислот / И. Д. Стальная // Современные методы в биохимии / под. ред. В. Н. Ореховича. – М. : Медицина, 1977. – С. 63–64.
 13. Хлебович В. В. Акклимация животных организмов / В. В. Хлебович. – Л. : Наука, 1981. – 135 с.
 14. Чевари С. Определение антиоксидантных параметров крови и их диагностическое значение в пожилом возрасте / С. Чевари, Т. Андлян, Я. Штенгер // Лаб. дело. – 1991. – № 10. – С. 9–13.
 15. Videla L. Chemically induced antioxidant-sensitive respiration. Relation to glutathione content and peroxidation in the perfused rat liver / L. Videla // FEBS Lett. – 1984. – № 1. – P. 119–127.
 16. Wefers H. Oxidative of glutathione by the superoxide radical to the disulfide and the sulfonate yielding singlet oxygen / H. Wefers, H. Sies // Eur. J. Biochem. – 1983. – Vol. 137, № 1-2. – P. 29–36.

А.В. Станиславчук

Тернопольский национальный педагогический университет им. Владимира Гнатюка, Украина

СОДЕРЖАНИЕ ПРОДУКТОВ ПЕРОКСИДНОГО ОКИСЛЕНИЯ ЛИПИДОВ И АКТИВНОСТЬ АНТИОКСИДАНТНЫХ ФЕРМЕНТОВ В ТКАНЯХ КАРПА ПРИ РАЗЛИЧНОМ СОДЕРЖАНИИ СУЛЬФАТА В ВОДЕ

Изучена зависимость между содержанием ионов сульфата в воде и активностью ферментов антиоксидантной системы. Установлено, что повышение уровня сульфата в воде приводит к уменьшению содержания продуктов ПОЛ и пептидов средней массы, повышению активности глутатионпероксидазы и понижению активности каталазы и супероксиддисмутазы в тканях и органах карпа двухлетнего возраста.

Ключевые слова: карп, сульфат, антиоксидантные ферменты, продукты пероксидного окисления липидов

A.V. Stanislavchuk

Volodymyr Hnatyuk Ternopil National Pedagogical University, Ukraine

THE LEVEL OF LIPID PEROXIDATION PRODUCTS IN ACTIVITY OF ANTIOXIDANT ENZYMES IN CARP TISSUES UNDER THE DIFFERENT LEVEL OF SULPHATE IN WATER

Work is devoted research of influence of different concentrations of sulphur in water environment on activity of the antioxidant system in different fabrics and organs of carps of two-year-old age. The increase of the level of sulphur in water leads to reduction of the content of products of lipid peroxidation and medium albumen molecules, and the increase of activity of glutathione peroxidase and the decrease of activity of catalase and superoxide dismutase in organs and tissues of carps of twoyearold age.

Keywords: carp, sulphate, lipid peroxiddation, glutathione peroxidase, catalase, superoxide dismutase

Рекомендує до друку

Надійшла 23.02.2011

В.З. Курант

УДК 577.352.38:577.64

Г.І. ФАЛЬФУШИНСЬКА, Л.Л. ГНАТИШИНА, О.О. ТУРТА, Н.І. БОЙКО,
Ю.В. ГЛУХМАНЮК, О.Б. СТОЛЯР

Тернопільський національний педагогічний університет ім. Володимира Гнатюка
вул. М. Кривоноса, 2, Тернопіль 46027, Україна

ПОРІВНЯННЯ АДАПТИВНОЇ ЗДАТНОСТІ КАРАСЯ З ДВОХ ВОДОЙМ ДО ДІЇ ПРООКСИДАНТІВ ЗА ДОПОМОГОЮ МОЛЕКУЛЯРНИХ БІОМАРКЕРІВ

Для оцінки адаптивної здатності рибу *Carassius auratus gibelio* із двох місцевостей, умовно чистої (З) та забрудненої (Б), піддавали дії солей міді ($0,005$ і $0,05$ мг/дм³ Cu^{2+}) або марганцю ($0,17$ і $1,7$ мг/дм³ Mn^{2+}) протягом 14 діб. Встановлено суттєві відмінності між рибами З- та Б-груп, причому морфологічні показники, низький рівень активності антиоксидантного захисту та високий рівень гетерогенності металотіонеїнів (МТ) у печінці та зябрах в Б-групі свідчать про хронічну токсичність середовища. Дія іонів металів викликала зміни стану системи антиоксидантного захисту, ендокринної активності та властивостей МТ, які відрізняються в залежності від походження риб. У риб Б-групи спостерігається оксидативний стрес, а у риб З-групи – відносно збалансовані зміни системи антиоксидантного захисту.

Ключові слова: мідь, марганець, карась, адаптація, металотіонеїни, антиоксидантний захист, ендокринні розлади

Останнім часом визнано, що оцінка токсичності водного середовища повинна включати не лише хімічний аналіз власне окремих токсикантів як у воді, так і в організмі, але і біомаркери стану стрес-респонсивних систем організму [1, 7]. Разом з тим, інколи з'являються труднощі трактування отриманих даних, оскільки не вдається встановити прямого взаємозв'язку між відповіддю біомаркера та дією забруднювача на організм [2, 19]. Це може бути обумовлено впливом факторів середовища, в якому організм існує протягом тривалого часу та виробленою адаптацією до нього. Проте досвід вивчення стрес-респонсивних систем тварин в залежності від їх походження (історії популяції) обмежений [8].

До найбільш важливих молекулярних систем відповіді на дію пошкоджуючого чинника належать система антиоксидантного захисту, низькомолекулярні клітинні тіоли – глутатіон та металотіонеїни (МТ) та репродуктивна система [18].

Метою роботи було порівняти відповідь цих систем у риби з чистої та забрудненої місцевості на дію додаткового пошкоджуючого чинника. Як модельні чинники використовували іони міді та марганцю в екологічно реальних концентраціях. Як індикаторний вид обрали срібного карася *Carassius auratus*, який володіє рядом унікальних морфологічних та біохімічних пристосувань в зябрах, що забезпечує йому адаптацію до умов гіпоксії та визначає його високу толерантність до факторів водного оточення [4].

Матеріал і методи досліджень

Дослідження проводились на дорослих особинах карася (*Carassius auratus gibelio*). Екземпляри відбирали траловим методом із двох місцевостей: рибогосподарські ставки в урочище Залізці у верхів'ї ріки Серет (умовно чиста місцевість) та став у нижній течії ріки Нічлава, нижче м. Борщів, у якому не працюють очисні споруди, в районі відносно високої аграрної активності. Рибу адаптували до лабораторних умов протягом 7 діб. Експериментальні умови створювали в басейнах об'ємом 200 л з кількістю риб з розрахунку 1 особина на 40 л води. Вміст кисню у воді підтримували на рівні 7,0–8,0 мг/дм³, диоксиду вуглецю – 2,2–2,8 мг/дм³, рН – 7,6–8,0. Воду відстоювали і змінювали щодобово, поновлюючи у експериментальних групах вміст досліджуваних сполук у воді. Температура води становила близько 18°C. Тварин годували комерційним кормом.

З відібраних з кожної водойми риб формували три групи для вивчення впливу кожного металу – одна контрольна, іншим у воду додавали сіль металу. Вміст міді (Cu²⁺ у складі CuSO₄) складав 0,005 мг/дм³ та 0,05 мг/дм³. Вміст марганцю (Mn²⁺ у складі MnCl₂) складав 0,17 мг/дм³ та 1,7 мг/дм³. Вміст металу у воді створювали додаванням солі фірми “Реахим” кваліфікації “хч” і контролювали за допомогою атомно-абсорбційної спектроскопії. Досліджувана концентрація металів була близькою, або нижчою, ніж їх середній вміст у прісних водоймах України [12, 13, 15, 20–21]. Інкубація риб у досліджуваних розчинах тривала 14 діб, що вважається оптимальним строком для акліматії.

Експерименти на тваринах проводились у відповідності до Європейської конвенції про захист хребетних тварин, які використовуються для експериментальних та наукових цілей (Страсбург, 1986), ухвали Першого національного конгресу з біоетики (Київ, 2000) та рішення етичної комісії Тернопільського державного медичного університету (Протокол № 2, 2009). Тварин умертвляли під ефірним наркозом, вимірювали (до мм) і зважували (до мг). Печінку і зябра відокремлювали, осушували фільтрувальним папером і зважували. Визначали гепатосоматичний індекс (ГСІ) як відношення маси печінки до загальної маси тіла тварини, кондиційний індекс зябер (КІЗ) як відношення маси зябер до загальної маси тіла тварини та кондиційний фактор (КФ): загальна маса (г)/загальна довжина³ (см)] × 100.

Всі процедури по відбору і обробці тканин проводили на холоді. Всі реактиви, крім нижче зазначених, були фірми “Реахим” кваліфікації “хч”.

МТ виділяли хроматографічно із термостабільного екстракту тканин карася шляхом іонообмінної хроматографії на ДЕАЕ целюлозі [12]. У середовище виділення додавали 10 мМ 2-меркаптоетанол (“Sigma”) для запобігання окиснення SH-груп та інгібітор протеаз фенілметилсульфонілфторид (0,1 мМ, “Sigma”).

Методи визначення біомаркерів в тканинах карася детально описані у [13, 20]. За результатами визначення супероксиддисмутази (СОД) [КФ 1.15.1.1], каталази (КАТ) [КФ 1.11.1.6], вмісту відновленого (GSH) і окисненого (GSSG) глутатіону, карбонільних похідних білків (КПБ) та утворення супероксид аніон-радикалу (O₂^{•-}) обчислювали індекс антиоксидантного стану [3].

Результати вимірів подані у вигляді M±SD для восьми тварин дослідної групи, або для трьох вимірів для хроматографічної фракції. Вірогідність відхилення двох рядів значень обчислювали з використання t-тесту Стюдента. Для порівняння впливу чинників на біохімічні показники карася використовували дискримінантний аналіз. Порівняльний аналіз біологічних параметрів здійснювали, використовуючи комп'ютерні програми Statistica v 7.0 та Exel для Windows-2000.

Результати досліджень та їх обговорення

У тварин із забрудненої місцевості виявлено ознаки перебування в токсичному середовищі відповідно до вищого ГСІ (гепатотоксичність) та нижчого КІЗ (зменшення респіраторної поверхні зябер) [6], ніж у групі порівняння (табл. 1). Дія металів у риб 3-групи не викликали змін морфологічних показників за одним виключенням, а у тварин Б-групи було виявлено зростання ГСІ та зменшення КІЗ за дії високих концентрацій міді і марганцю.

Таблиця 1

Морфологічні індекси карася за дії іонів міді та марганцю на організм ($M \pm SD$, $n=10$)

Група тварин	Гепатосоматичний індекс		Кондиційний індекс зябер		Кондиційний фактор	
	З	Б	З	Б	З	Б
Контроль	3,5±1,2	6,3±1,5 ^b	3,5±0,6	2,8±0,1 ^b	2,8±0,2	2,5±0,1
Cu1	5,4±0,8 ^a	6,1±1,5	3,6±0,4	3,3±0,3	2,9±0,2	2,3±0,3
Cu2	3,2±0,8	8,6±1,3 ^a	3,2±0,3	3,2±0,3	2,6±0,2	2,8±0,3
Mn1	3,9±0,8	8,3±2,9	3,9±0,5	3,2±0,3	3,0±0,9	2,8±0,4
Mn2	4,4±2,0	8,3±1,1 ^a	4,1±0,6	2,2±0,3 ^a	1,6±0,1 ^a	2,8±0,3

Примітка. Тут і далі: ^a – зміни порівняно з контролем у кожній групі, ^b – відмінності між контрольними групами тварин З- та Б-груп, $p < 0,05$

При іонообмінній хроматографії термостабільних білків тканин карася у риб 3-групи було виділено лише одну ізоформа МТ (МТ-1), а в Б-групі – дві (МТ-1 та МТ-2а) (рис. 1) з виходом при 0,24 – 0,25 М NaCl та 0,31-0,32 М NaCl відповідно. Ідентифікація МТ була здійснена шляхом порівняння з еталоном та за УФ-спектрами фракцій (рис. 2).

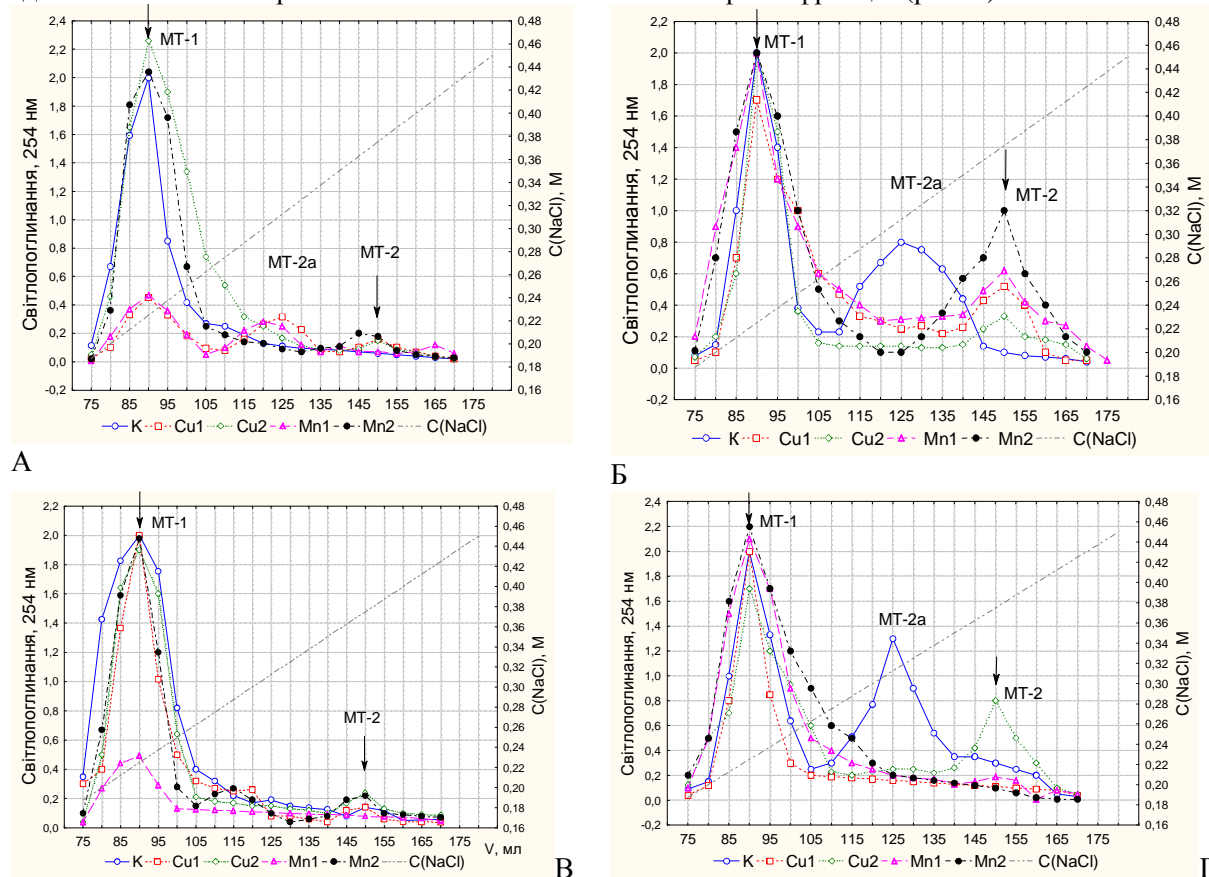


Рис. 1. Профілі елюції термостабільних білків печінки (А, Б) та зябер (В, Г) карася з чистої (А, В) та забрудненої (Б, Г) місцевості, одержаних при іонообмінній хроматографії на ДЕАЕ-целюлозі в лінійному градієнті NaCl в 0,01 М трис-НСl буфері, рН 8,0

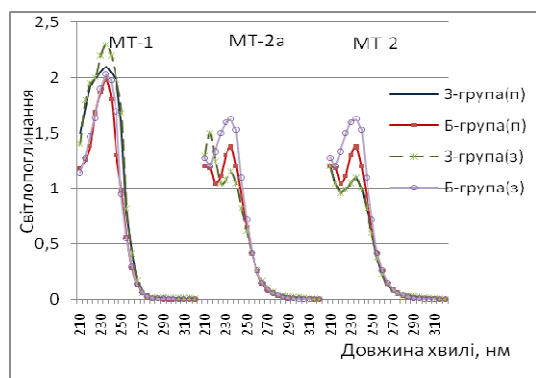
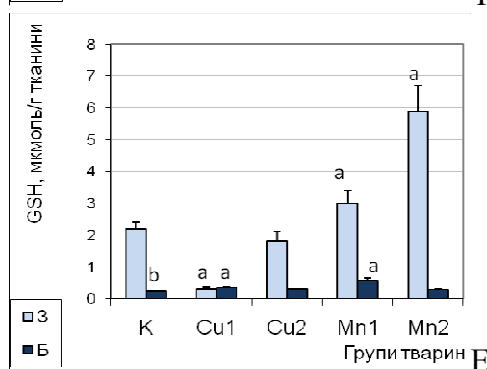
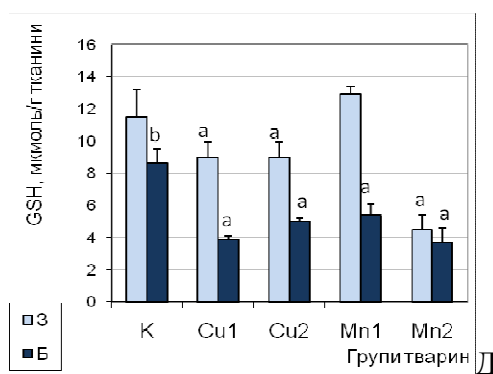
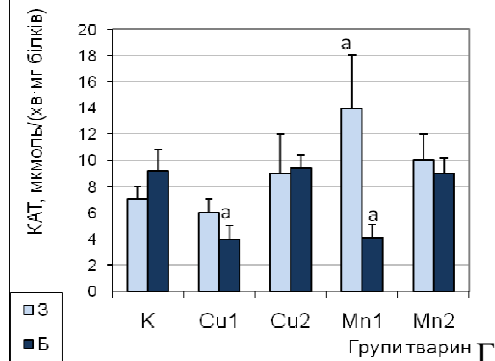
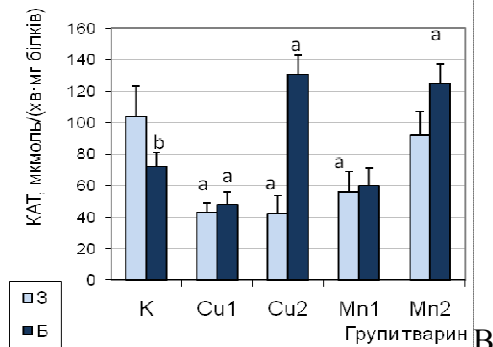
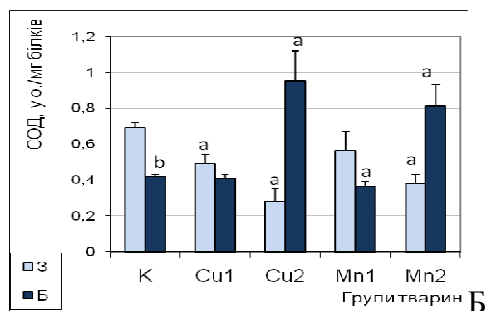
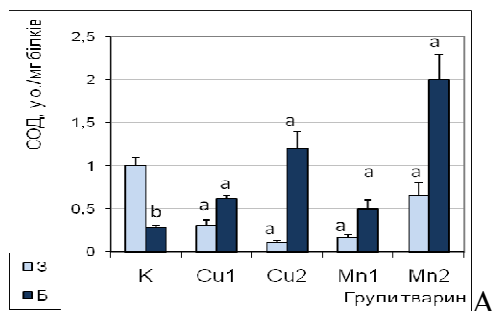


Рис. 2. Типові УФ-спектри хроматографічних форм металотіонеїнів печінки (п) та зябер (з) карася.

Дія важких металів зумовлює у тварин 3-групи появу, а в Б-групі - зміни об'єму виходу мінорної форми MT-2/2a, особливо у печінці. В 3-групі спостерігається і зменшення об'єму MT-1 за дії низьких концентрацій іонів міді та марганцю.

Інтактні тварини з досліджуваних популяцій відрізняються між собою за показниками окисативного стресу (рис. 3). У зябрах та, особливо, печінці риб Б-групи СОД та КАТ активності та вміст GSH нижчі, а вміст GSSG вищий, ніж в 3-групі. Поряд з цим, в Б-групі нижчий і рівень утворення продуктів пероксидації, КПБ та O_2^{*-} , що свідчить про загальне пригнічення системи антиоксидантного захисту.



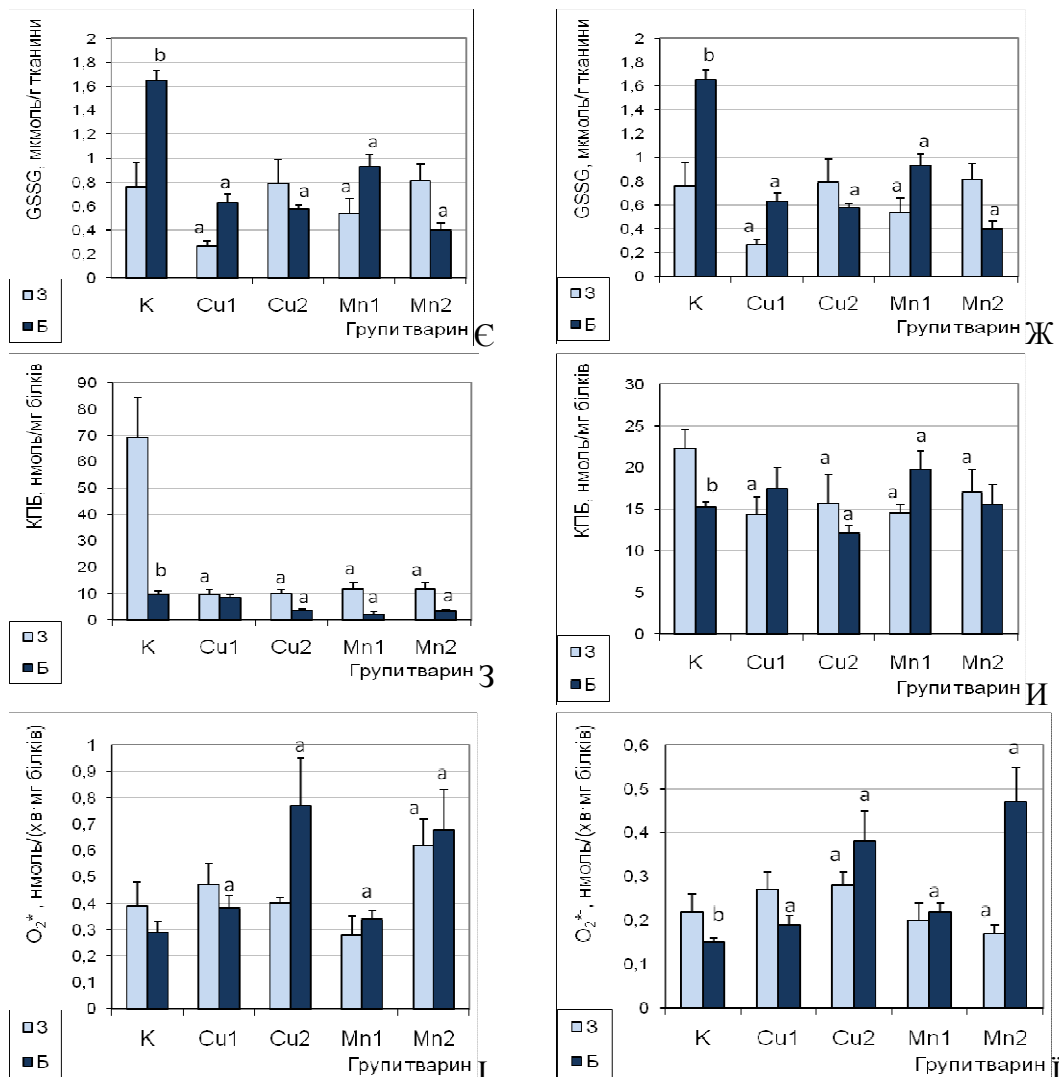


Рис. 3. Біохімічні маркери оксидативного стресу печінки (А, В, Д, Е, З, І) та зябер (Б, Г, Е, Ж, И, Ї) карася із умовно чистої (З) та забрудненої (Б) місцевостей за дії міді та марганцю на організм: А-Б – супероксиддисмутазна активність, В, Г – каталазна активність, Д, Е – рівень відновленого глутатіону, З, Ж – рівень окисненого глутатіону, З, И – карбонільні похідні білків, І, Ї – утворення супероксиданіону

Дія важких металів викликає зміни стану системи антиоксидантного захисту, які, згідно результатів дискримінантного аналізу, залежать як від походження риб ($F=32,2$, $p<0,001$), так і від природи діючого чинника ($F=21,1$, $p<0,001$). Зокрема, у тканинах карася з чистої місцевості активність СОД та КАТ (тільки у печінці) зменшується, а із забрудненої – зростає, особливо за високих концентрацій діючих чинників, або залишається в межах контролю (рис. 3). Вміст GSH та GSSG у печінці карася 3-групи зменшується або залишається в межах контролю, а Б-групи – зменшується у всіх випадках. У зябрах тварин 3-групи спостерігається зростання частки GSSG за дії низької концентрації міді. Утворення КПБ та $O_2^{\cdot -}$ в тканинах карася 3-групи залишається в межах контролю, або навіть зменшується. У тварин Б-групи, навпаки, утворення $O_2^{\cdot -}$ зростає, особливо за дії високих концентрацій металів (рис. 3), що, проте, поєднується із зменшенням рівня КПБ. Слід відзначити, що зміни утворення $O_2^{\cdot -}$ та активності СОД відбуваються узгоджено ($0,66 < r < 0,7$, $p < 0,01$). Обчислення інтегрального індексу оксидативного стресу свідчить, що в печінці у риби Б-групи дія металів викликає здебільшого оксидативний стрес, а у зябрах пригнічення системи антиоксидантного захисту (рис. 4). Відповідь тварин 3-

групи має ознаки відносної збалансованості або активації (за дії низької концентрації марганцю у зябрах).

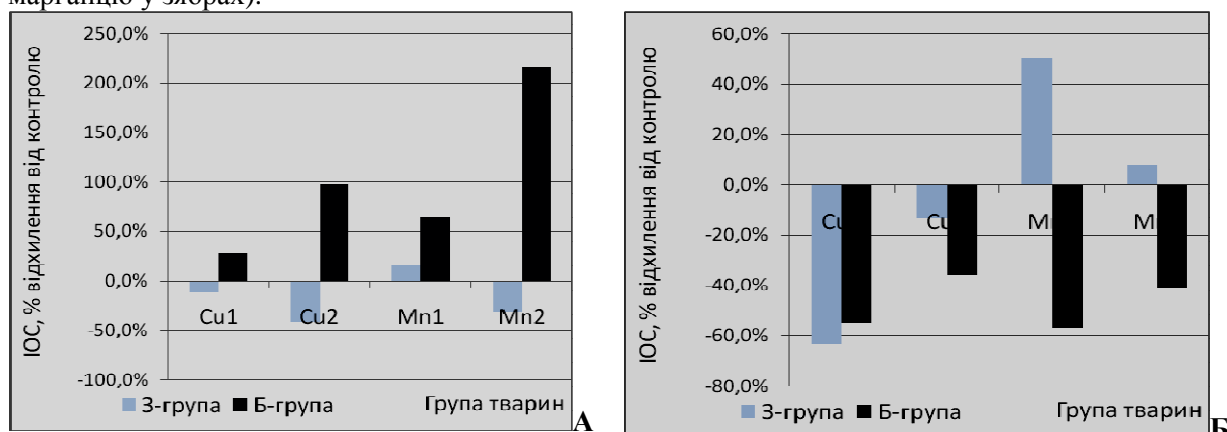


Рис. 4. Індекс антиоксидантного стану печінки (А) та зябер (Б) карася із двох місцевостей за дії міді та марганцю на організм порівняно з контролем

За відносно вищого вмісту вітелогенін-подібних білків (Втг-ПБ) у риб 3-групи, спостерігаються відмінності у відповіді вітелогенезу на дію металів. У тварин 3-групи відзначено його зростання за дії марганцю (у два рази) та в Б-групі – за дії міді (у п'ять – вісім разів) (рис.5).

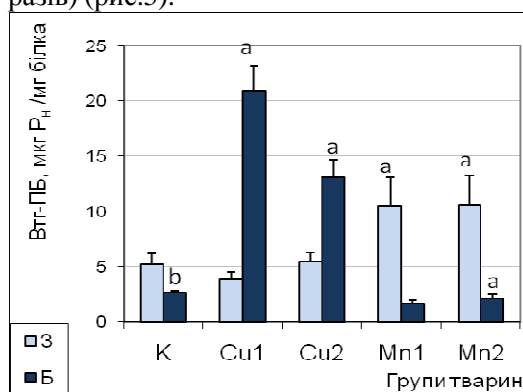


Рис. 5. Вміст вітелогенін-подібних білків плазми крові карася із умовно чистої (3) та забрудненої (Б) місцевостей за дії міді та марганцю на організм

Отже, отримані результати підтверджують попередні висновки про відмінність в умовах існування у двох водоймах, отримані на основі спостережень риби (короп і карась) та двостулкових моллюсків упродовж трьох сезонів [12, 13, 15, 20, 21]. Проте лише використання прийому додаткового навантаження дозволило оцінити, наскільки потужний адаптивний потенціал у карася у чистій та хронічно забрудненій водоймах. Як свідчать отримані дані, карась із забрудненої водойми виявився більш чутливим до дії редокс-активних металів, причому продемонстрував значні деструктивні зміни на рівні морфологічних ознак за дії високих концентрацій металу.

Система антиоксидантного захисту карася селективно відображає відмінність на дію пошкоджуючих чинників залежно від вихідних умов існування тварин. Базальне пригнічення цієї системи в Б-групі трансформується у систему швидкого реагування на дію модельного токсиканта за рахунок зростання рівня $O_2^{\cdot-}$ у тканині та послідовної стимуляції СОД та КАТ, тоді як зміни у тварин 3-групи відносно збалансовані. Подібні прояви були виявлені і у інших видів риб за дії міді в підпорогових концентраціях [6]. Разом з тим, оцінка отриманих даних дає підстави заключити, що стан риб з обох місцевостей знаходиться у межах адаптивної відповіді, про що, зокрема, свідчить збалансованість системи $СОД-O_2^{\cdot-}$.

Найпослідовніші та однотипні зміни за дії важких металів, не залежні від природи діючого чинника та походження тварин, були характерні для GSH, рівень якого зменшувався, за окремими винятками. Така ж модель відповіді цього поліфункціонального тіолу притаманна й іншим організмам за дії широкого спектру токсикантів як металічної так і органічної природи [7, 18]. При цьому саме GSH є найбільш чутливою мішенню дії міді і марганцю як прооксидантів, в тому числі і у риб [9, 10, 11]. Разом з тим, розбалансування редокс-статусу

глутатіону, як ознака токсичності та прооксидантної ситуації в клітині, за рахунок незмінного або й навіть вищого вмісту GSSG спостерігалось лише у зябрах карася, що свідчить про більшу вразливість цієї тканини до прооксидантних чинників.

МТ карася, на відміну від МТ коропа, досліджених раніше [12], виявились чутливим індикатором токсичності середовища завдяки відмінностей у ступені гетерогенності, виявленої при хроматографії. Відомо, що такі відмінності можуть пояснюватись різною стабільністю форм, різним складом металів та ступенем модифікації функціональних груп [14, 17].

Як було показано для риб, синтез Zn-вмісного-гліколіпофосфопротеїну вітелогеніну у печінці безпосередньо пов'язаний з метаболізмом металів [16]. Аналіз отриманих результатів із залученням даних про вміст металів [5] показав, що залежність вмісту Втг-ПБ у плазмі крові карася від вмісту металів у їх печінці описується регресійним рівнянням: $\text{Втг-ПБ} = 13,05 - 0,51 \cdot \text{Cu} - 0,26 \cdot \text{Zn}^* + 4,04 \cdot \text{Mn}^*$, $R^2 = 0,33$, $F = 9,1$. Отже рівень Втг-ПБ виявився тонким індикатором порушень метаболізму металів, причому дозволив виявити селективність ефекту марганцю та міді на риб з двох популяцій.

Висновки

Виходячи з результатів експерименту, при оцінці токсичності певних пошкоджуючих чинників на організм слід враховувати вихідний рівень адаптивної здатності організму, сформований умовами існування у даній місцевості.

Робота виконувалась за підтримки МОН України в рамках спільних міжнародних науково-технічних проектів № М/256-2008 та Західно-українського біомедичного центру.

1. Арсан О. М. Состояние и перспективы развития водной экотоксикологии / О. М. Арсан // Гидробиологический журнал. – 2007. – Т. 43, № 6. – С. 50–60.
2. Гандзюра В. П. Концепція шкодочинності в екології / В. П. Гандзюра, В. В. Грубінко. – Київ-Тернопіль : Вид-во ТНПУ ім. В. Гнатюка, 2008. – 144 с.
3. Деклараційний патент на корисну модель № 45298 (UA), МПК (2009): A61K 38/04; B63C 9/00; C12N 9/00; G01N 33/00. Спосіб інтегральної оцінки біологічної відповіді на стан водного середовища / О. Б. Столяр, Г. І. Фальфушинська, О. В. Міщук. Заявл. 13.02.2009; Опубл. 10.11.2009, Бюл. № 21.
4. Луцак В. І. Біохімічні механізми адаптації карасів до аноксії / В. І. Луцак // Біологія тварин. – 2004. – Т. 6, №1-2. – С. 35–38.
5. Фальфушинская Г. И. Сравнительное изучение влияния меди и марганца на состав металлов в тканях карася и их металлотионеинах в зависимости от исходных условий существования популяции: адаптация и токсичность / Г. И. Фальфушинская // Вода : Химия и Экология. – 2011. – В печати.
6. Accumulation and histopathological effects of copper in gills and liver of Senegales Sole, *Solea senegalensis* and Toad Fish, *Halobatrachus didactylus* / J. M. Arellano, J. Blasco, J. B. Ortiz [et al.] // Ecotoxicol. Environ. Restor. – 2000. – Vol. 3, № 1. – P. 23–28.
7. Adams M. S. Biomarker/bioindicator response profiles of organisms can help differentiate between sources of anthropogenic stressors in aquatic ecosystems / M. S. Adams // Biomarkers. – 2001. – Vol. 6, № 1. – P. 33–44.
8. Antioxidant defenses in killifish (*Fundulus heteroclitus*) exposed to contaminated sediments and model prooxidants: short term and heritable responses / J. N. Meyer, J. D. Smith, G. W. Winston, R. T. Di Giulio // Aquatic Toxicology. – 2003. – Vol. 65. – P. 377–395.
9. Arabi M. Metal-Ion-Mediated Oxidative Stress in the Gill Homogenate of Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*) Antioxidant Potential of Manganese, Selenium and Albumin / M. Arabi, M. A. Alaeddini // Biol. Trace Elem. Res. – 2005. – Vol. 108. – P. 155–168.
10. Differential toxicity of Mn(2+) and Mn(3+) to rat liver tissues: Oxidative damage, membrane fluidity and histopathological changes / P. Huang, G. Li, C. Chen [et al.] // Exp. Toxicol. Pathol. – 2010. – in press.
11. Exposure to waterborne copper reveals differences in oxidative stress response in three freshwater fish species / M. Eyckmans, N. Celis, N. Horemans [et al.] // Aquat. Toxicol. – 2011. – Vol. 103, № 1-2. – P. 112–120.
12. Falfushynska H. I. Function of metallothioneins in carp *Cyprinus carpio* from two field sites in Western Ukraine / H. I. Falfushynska, O. B. Stoliar // Ecotoxicol. Environ. Saf. – 2009. – Vol. 72. – P. 1425–1432.
13. Falfushynska H. I. Responses of biochemical markers in carp *Cyprinus carpio* from two field sites in Western Ukraine / H. I. Falfushynska, O. B. Stolyar // Ecotoxicol. Environ. Saf. – 2009. – Vol. 72. – P. 729–736.
14. Metallothioneins in terrestrial invertebrates: structural aspects, biological significance and implications for their use as biomarkers / R. Dallinger, B. Berger, C. Gruber [et al.] // Cell Mol. Biol. – 2000. – Vol. 46. – P. 331–346.

15. *Multi-biomarkers* approach in different organs of *Anodonta cygnea* from the Dnister basin (Ukraine) / H. I. Falfushynska, L. Delahaut, O. B. Stolyar [et al.] // Arch. Environ. Contam. Toxicol. – 2009. – Vol. 57, № 1. – P. 86–95.
16. *Olsson P. E.* A role of metallothionein in zinc regulation after oestradiol induction of vitellogenin synthesis in rainbow trout, *Salmo gairderi* / P. E. Olsson, M. Zafarullah, Z. Gedamu // Biochem. J. – 1989. – Vol. 257, № 2. – P. 555–559.
17. *Quantification* of metallothionein isoforms in fish liver and its implications for biomonitoring / M. Lacorn, A. Lahrssen, N. Rotzoll [et al.] // Environ. Toxicol. Chem. – 2001. – Vol. 20. – P. 140–145.
18. *The use* of biomarkers in biomonitoring: A 2-tier approach assessing the level of pollutant-induced stress syndrome in sentinel organisms / A. Viarengo, D. Lowe, C. Bolognesi [et al.] // Comp. Biochem. Physiol. – 2007. – Vol. 146C. – P. 281–300.
19. *Van der Oost R.* Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review / R. Van der Oost, J. Beyer, N. P. E. Vermeulen // Environ. Toxicol. Pharmacol. – 2003. – Vol. 13, № 2. – P. 57–149.
20. *Variability* of responses in the crucian carp *Carassius carassius* from two Ukrainian ponds determined by multi-marker approach / H. Falfushynska, L. Gnatyshyna, C. Priyden [et al.] // Ecotox. Environ. Saf. – 2010. – Vol. 73, № 8. – P. 1896–1906.
21. *Vulnerability* of biomarkers in the indigenous mollusk *Anodonta cygnea* to spontaneous pollution in a transition country / H. I. Falfushynska, L. L. Gnatyshyna, A. Farkas [et al.] // Chemosphere. – 2010. – Vol. 81, № 10. – P. 1342–1351.

Г.І. Фальфушинська, Л.Л. Гнатишина, О.О. Турта, Н.І. Бойко, Ю.В. Глухманюк, О.Б. Столяр
Тернопольский национальный педагогический университет им. Владимира Гнатюка, Украина

СРАВНЕНИЕ АДАПТИВНОЙ СПОСОБНОСТИ КАРАСЯ ИЗ ДВУХ ВОДОЕМОВ К ДЕЙСТВИЮ ПРООКСИДАНТОВ С ПОМОЩЬЮ МОЛЕКУЛЯРНЫХ БИОМАРКЕРОВ

Для оценки адаптивной способности рыбу *Carassius auratus gibelio* из двух местностей, условно чистой (З) и загрязненной (Б), подвергали воздействию солей меди (0,005 и 0,05 мг/дм³ Cu²⁺) или марганца (0,17 и 1,7 мг/дм³ Mn²⁺) в течение 14 суток. Установлены существенные различия между рыбами З- и Б-групп, причем морфологические показатели, низкий уровень активности антиоксидантной защиты и высокий уровень гетерогенности металлотионеинов (МТ) в печени и жабрах животных Б-группы свидетельствуют о хронической токсичности среды. Действие ионов металлов вызвало изменения состояния системы антиоксидантной защиты, эндокринной активности и свойств МТ, которые отличаются в зависимости от происхождения рыб. У рыб Б-группы наблюдается оксидативный стресс, а у рыб З-группы – относительно сбалансированные изменения системы антиоксидантной защиты.

Ключевые слова: медь, марганец, карась, адаптация, металлотионеины, антиоксидантная защита, эндокринные расстройства

Н.І. Falfushynska, L.L. Gnatyshyna, O.O. Turta, N.I. Boiko, Yu.V. Gluhmanyuk, O.B. Stoliar
Volodymyr Hnatiuk Ternopil National Pedagogical University, Ukraine

COMPARISON OF THE ADAPTIVE ABILITY OF CRUCIAN CARP FROM TWO VICINITIES TO THE ACTION OF PROOXIDANTS USING MOLECULAR BIOMARKERS

To assess the adaptive ability of the fish *Carassius auratus gibelio* from two areas, reference (Z) and polluted (B), were exposed to copper (0,005 and 0,05 mg/L Cu²⁺) and manganese salts (0,17 and 1,7 mg/L Mn²⁺) for 14 days. The intrinsic differences between fish Z-and B-groups were shown, moreover morphological indices, low level of antioxidant defense system activity and a high level of heterogeneity of metallothioneins (MTs) in liver and gills of the animal from B-group reflected chronic toxicity of the environment. Effect of metal ions caused a change in the state of antioxidant system, the endocrine activity and properties of MTs, which differ depending on the origin of fish. In fish from B-group oxidative stress and in fish from Z-group - balanced changes of the antioxidant defense system was observed.

Keywords: copper, manganese, crucian carp, adaptation, metallothioneins, antioxidant defense, endocrine disruption

Рекомендує до друку

Надійшла 22.02.2011

В.В. Грубінко

УДК [574.64+591.3]:597.54

Б.В. ЯКОВЕНКО, О.П. ТРЕТЯК, О.Б. МЕХЕД, С.М. ДЕРКАЧ, Н.В. ЧКАНА

Чернігівський національний педагогічний університет ім. Т.Г. Шевченка

вул. Гетьмана Полуботка, 53, Чернігів 14037, Україна

АКТИВНІСТЬ ДЕЯКИХ ФЕРМЕНТІВ У ПЕЧІНЦІ КОРОПА ЗА ДІЇ ГЕРБІЦИДІВ

Ключові слова: короп, зенкор, раундап, 2,4-Д, малатдегідрогеназа, ізоцитратдегідрогеназа, лактатдегідрогеназа, глюкозо-6-фосфатдегідрогеназа

Вплив гербіцидів на метаболізм в організмі коропа різноманітний і залежить від багатьох чинників: параметрів середовища, віку риби, пори року тощо. Одним з механізмів регуляції метаболічних процесів є зміни активності окремих ферментів чи ферментних систем [1]. Нами було докладно вивчено зміни активності ферментів коропових риб (короп лускатий, товстолоб білий, білий амур) за дії гербіцидів *in vivo* [2]. Разом з тим мало відомо про активність ферментів за дії токсикантів на тканини і їх гомогенати *in vitro*. Порівняння змін активності ферментів за дії токсикантів на рівні організму, тканини печінки та ферментного препарату дозволить краще зрозуміти механізм впливу гербіцидів. Тому метою дослідження було з'ясувати вплив гербіцидів на активність деяких ферментів печінки коропа: гліколізу – лактатдегідрогенази (ЛДГ), циклу трикарбонових кислот – малатдегідрогенази (МДГ) та ізоцитратдегідрогенази (ІЦДГ), а також пентозо-фосфатного шляху – глюкозо-6-фосфатдегідрогенази (Г-6-ФДГ).

Матеріал і методи досліджень

Об'єктом дослідження були дворічні коропи (*Cyprinus carpio* L.), тканина печінки коропа та її гомогенат.

Досліди з вивчення впливу пестицидів проводили в 200-літрових акваріумах з відстояною водопровідною водою, в які розміщували рибу з розрахунку 1 екземпляр на 40 л води. Контролювали і підтримували постійний гідрохімічний режим води. Концентрацію досліджуваних пестицидів у акваріумах (2 гранично допустимі концентрації), створювали внесенням розрахованої кількості розчину бутилового ефіру 2,4-дихлорфеноксиоцтової кислоти (2,4-Д) у льодяній оцтовій кислоті (0,2 мг/дм³). Концентрація зенкору становила 0,2 мг/дм³ і досягалася внесенням 70 % – вого порошку зенкору. Концентрацію раундапу (0,004 мг/дм³) досягали внесенням у воду 36%-го розчину сполуки.

З метою дослідження токсичного впливу гербіцидів *in vitro* у гомогенат клітин печінки відповідні кількості гербіцидів вносили безпосередньо. Препарат тканини печінки одержували обробкою трипсином та ЕДТА з додаванням глюкози [4]. Токсиканти вносились у вигляді розчинів. Експозиція 3 години. Досліджували активність лактатдегідрогенази [5] та глюкозо-6-фосфатдегідрогенази у цитоплазматичній фракції, а ізоцитратдегідрогенази та малатдегідрогенази [5] – у мітохондріальній фракції. Вміст білків визначали за Лоурі і співавт. [6]. Статистична обробка результатів здійснена загальноприйнятими методами з використанням t-критерію Стьюдента. Відмінності між порівнюваними групами вважали вірогідними при $P < 0,05$.

Результати досліджень та їх обговорення.

Аналіз даних (рис. 1) показує незначне збільшення активності ЛДГ в печінці за дії токсикантів. Серед пестицидів найбільшу активацію ензиму викликає раундап (40%), а найменшу – 2,4-Д (16%). Присутність гербіцидів безпосередньо в реакційній суміші змінює активність ферменту неоднозначно: 2,4-Д і раундап активують ЛДГ, а зенкор, навпаки, гальмує її ($0,203 \pm 0,071$ мкмоль NAD/мг білку за хв. порівняно з контролем $0,230 \pm 0,071$ мкмоль NAD*мг⁻¹білку*хв.⁻¹).

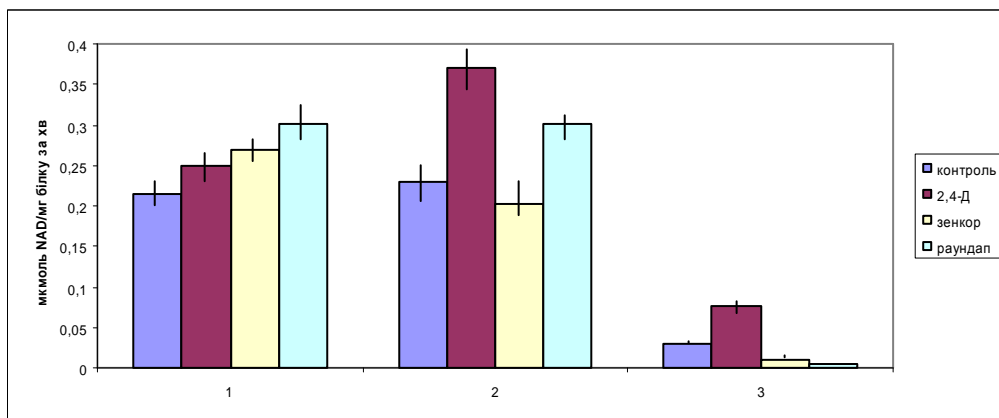


Рис. 1. Лактатдегідрогеназна активність в печінці коропа за дії гербіцидів ($M \pm m$, $n=5$)

Примітки: тут і на рис. 2-4: 1 – в цілісному організмі; 2 – в гомогенаті тканини; 3 – за дії на тканину

Активність фермента в клітинах печінки через 3 години експозиції становить $0,030 \pm 0,007$ мкмоль $\text{NAD} \cdot \text{мг}^{-1} \cdot \text{білку} \cdot \text{хв}^{-1}$ і є значно нижчою за таку в печінці риб контрольної групи. Спостерігається активація ферменту за дії 2,4-Д ($0,076 \pm 0,008$ мкмоль $\text{NAD} \cdot \text{мг}^{-1} \cdot \text{білку} \cdot \text{хв}^{-1}$) на відміну від зенкору та раундапу, які пригнічують активність фермента у три та шість разів відповідно.

Ферменти різних шляхів вуглеводного обміну по-різному реагують на дію пестицидів. Зокрема, лактатдегідрогеназа виявилась менш чутливою до гербіцидів, ніж малатдегідрогеназа та ізоцитратдегідрогеназа (рис. 2, 3), що може свідчити про стабільність перебігу гліколізу за інтоксикації.

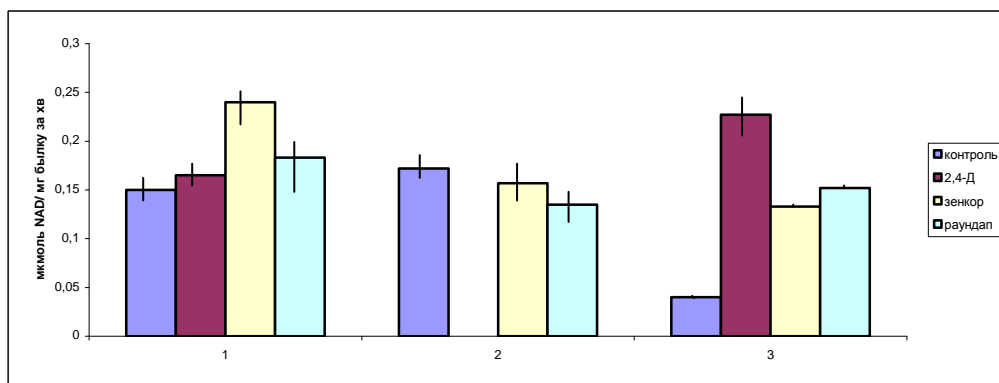


Рис. 2. Малатдегідрогеназна активність у печінці коропа за дії гербіцидів ($M \pm m$, $n=5$)

Малатдегідрогеназна активність в печінці коропа за дії гербіцидів відрізняється залежно від об'єкту дослідження. Так, при дії пестицидів на риб на 14 добу експерименту [3] спостерігається активація ферменту незалежно від хімічної структури токсиканту. Додавання гербіцидів безпосередньо у реакційну суміш зменшує активність ферменту з $0,172 \pm 0,038$ мкмоль $\text{NAD} \cdot \text{мг}^{-1} \cdot \text{білку} \cdot \text{хв}^{-1}$ в контролі до $0,157 \pm 0,070$ мкмоль $\text{NAD} \cdot \text{мг}^{-1} \cdot \text{білку} \cdot \text{хв}^{-1}$ за дії зенкору і з $0,135 \pm 0,037$ мкмоль $\text{NAD} \cdot \text{мг}^{-1} \cdot \text{білку} \cdot \text{хв}^{-1}$ під впливом раундапу. Додавання 2,4-Д до реакційної суміші повністю інгібувало активність ферменту. В ізольованій тканині печінки гербіциди викликають активацію ферментів. Найбільший вплив виявлено за дії 2,4-Д ($0,227 \pm 0,045$ мкмоль $\text{NAD} \cdot \text{мг}^{-1} \cdot \text{білку} \cdot \text{хв}^{-1}$ в контролі проти $0,040 \pm 0,007$ мкмоль $\text{NAD} \cdot \text{мг}^{-1} \cdot \text{білку} \cdot \text{хв}^{-1}$ – в експерименті). Зенкор та раундап також сприяли активації ферменту.

Ізоцитратдегідрогеназа за дії 2,4-Д активується більше, ніж у три рази.

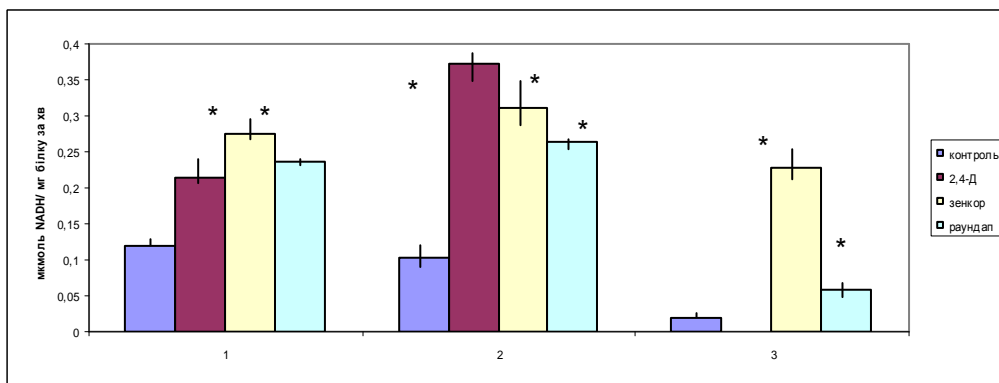


Рис. 3. Ізоцитратдегідрогеназна активність в печінці коропа за дії гербіцидів ($M \pm m$, $n=5$)

З даних, представлених на рис. 3, можна зробити висновок про надзвичайну чутливість ІЦДГ до гербіцидів як при експериментах на цілісному організмі, так і при безпосередньому впливі на фермент у гомогенаті тканини. При цьому зберігається тенденція до прискорення ферментної реакції незалежно від токсиканта. Найбільшу активацію ІЦДГ спричиняють зенкор (у 2,3 рази в цілісному організмі) і 2,4-Д (в 3,7 разів при дії у гомогенаті тканини). В препаративній тканині фермент активується за впливу зенкору в 11 разів порівняно з контролем, а за дії раундапу – у 2,5 рази. У випадку 2,4-Д активність ферменту не виявлена у жодному з дослідів.

Активність Г-6-ФДГ за дії гербіцидів зростає (рис. 4) в переважній більшості випадків.

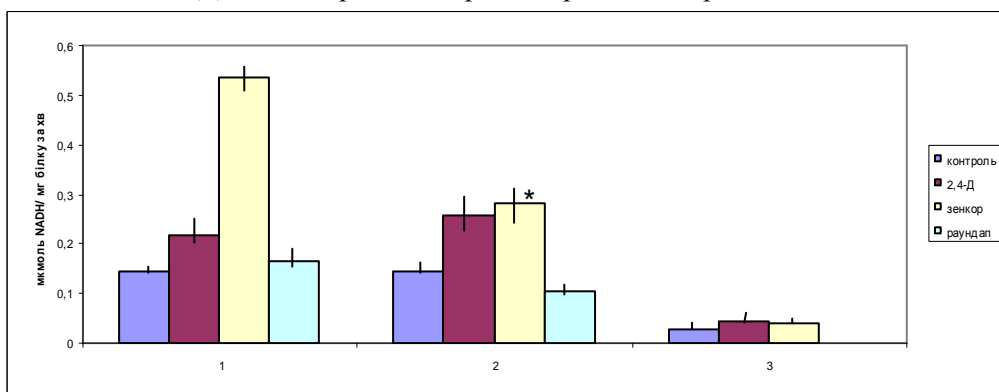


Рис. 4. Глюкозо-6-фосфатдегідрогеназна активність в печінці коропа за дії гербіцидів ($M \pm m$, $n=5$)

В обох випадках найбільшу зміну активності ферменту з усіх досліджених гербіцидів спричиняв зенкор (активація у 3,7 разів в результаті адаптації коропа і майже у 2 рази при дії в гомогенаті). 2,4-Д активує Г-6-ФДГ, а вплив раундапу на активність ферменту є різноспрямованим.

Висновки

1. Гербіциди викликають зміни активності ферментів вуглеводного та енергетичного обміну.
2. При внесенні гербіцидів у гомогенати тканини печінки активність ферментів циклу Кребса зменшується.

1. Лукьяненко В. И. Экологические аспекты ихтиотоксикологии / В. И. Лукьяненко. – М. : ВО «Агропромиздат», 1987. – 240 с.
2. Мехед О. Б. Зміни активності ензимів кінцевих реакцій глюконеогенезу за дії факторів водного середовища у тканинах риб різних видів / О. Б. Мехед, В. О. Коваль, Б. В. Яковенко // Укр. біохім. журн. – 2010. – Т. 82, № 4. – С. 282.

3. *Хлебович В. В.* Акклимация животных организмов / В. В. Хлебович. – Ленинград : Наука, 1981. – 135 с.
4. Режим доступу: http://www.primer.ru/manuals/cytology/cultural.htm#first_cult
5. *Biochemica information.*– W.-Germany : Boehringer Manneheim GmbH, Biochemica, 1975.– Bd. 1, 2. – 167 p.
6. *Lowry O. H.* Protein measurement in the Folin phenol reagent / O. H. Lowry, N. I. Rosebrough , A. I. Farr, R. I. Rendall // J. Biol. Chem. – 1951.– Vol.193, № 1.– P. 265–275.

Б.В. Яковенко, А.П. Третьяк, О.Б. Мехед, С.Н. Деркач, Н.В. Чкана

Черниговский национальный педагогический университет имени Т.Г. Шевченко, Украина

АКТИВНОСТЬ НЕКОТОРЫХ ФЕРМЕНТОВ В ПЕЧЕНИ КАРПА ПРИ ДЕЙСТВИИ ГЕРБИЦИДОВ

Исследовали активность малатдегидрогеназы, изоцитратдегидрогеназы, лактатдегидрогеназы, глюкозо-6-фосфатдегидрогеназы печени карпа при действии гербицидов на целостный организм, в гомогенате печени и на препарированную ткань.

Ключевые слова: карп, зенкор, раундап, 2,4-Д, малатдегидрогеназа, изоцитратдегидрогеназа, лактатдегидрогеназа, глюкозо-6-фосфатдегидрогеназа

B.V. Yakovenko, A.P. Tretiak, O.B. Mekhed, S.N. Derkach, N.V. Chkana

T.G. Shevchenko Chernihiv National Pedagogical University, Ukraine

ACTIVITY OF SOME LIVER ENZYMES OF CARP IN HERBICIDE TOXICITY

Investigated the activity of liver enzymes of carp: glycolysis, Krebs cycle and pentose phosphate pathway in response to the herbicide toxicosis at organism, in the reaction mixture and the short-term cell culture.

Keywords: carp, zenkor, roundup, 2,4-D, malate dehydrogenase, isocitrate dehydrogenase, lactate dehydrogenase, glucose-6-phosphate dehydrogenase

Рекомендує до друку

Надійшла 03.02.2011

В.З. Курант

ОГЛЯДИ

УДК 504.4.054+576.32/36

В.В. ГРУБІНКО

Тернопільський національний педагогічний університет ім. Володимира Гнатюка
вул. М. Кривоноса, 2, Тернопіль 46027, Україна

РОЛЬ МЕТАЛІВ В АДАПТАЦІЇ ГІДРОБІОНТІВ : ЕВОЛЮЦІЙНО-ЕКОЛОГІЧНІ АСПЕКТИ

В статті, опираючись, в основному, на результати власних досліджень, проаналізовано механізми проникнення, накопичення, органно-тканинний розподіл важких металів та регуляцію ними метаболізму, переважно у водних організмів. Охарактеризовано токсичну та регуляторну дію іонів важких металів щодо гідробіонтів в залежності від їх фізико-хімічної природи, концентрації та тривалості впливу.

Ключові слова: важкі метали, токсичність, регуляція, фізіолого-біохімічна адаптація

Розповсюдження токсикантів набули такого масштабу, що вони в багатьох екосистемах вже є визначальними екологічними чинниками [48]. Відомо, що з численних хімічних речовин, що використовуються систематично та діють на організми постійно, 28 є найбільш небезпечними хронічними токсикантами пролонгованої дії, а серед них поряд з відомими органічними розчинниками, пестицидами та оксидами азоту і сірки чільне місце займають солі важких металів [32]. Зростання надходження останніх у природне середовище з антропогенних джерел та унаслідок порушення циклів колообігу мінеральних сполук літо- і гідро- сфер призвело до збільшенні їх вмісту в біосфері та організмах, що веде до зниження продуктивності екосистем та становить потенційну небезпеку для людини [79, 93].

Функціонально сполуки металів відіграють важливу роль в життєдіяльності всіх організмів [47, 63]. Входячи до складу багатьох органічних речовин, або вступаючи з ними у взаємодію, вони впливають на перебіг метаболічних процесів. Іони металів здатні утворювати в клітинах міцні зв'язки з різними біологічно активними сполуками, насамперед тими, що мають сірковмісні ліганди, якими можуть бути амінокислоти та білки. Значною мірою їх дія пов'язана з ферментами, що містять у своєму складі іони металів, або активуються ними [5, 43, 91]. Як мікроелементи, метали впливають на функції нуклеїнових кислот, виконання білками їх функцій та інші важливі біохімічні процеси [44, 102, 111]. Такий вплив може бути стимулюючим, пригнічуючим або нейтральним, залежно від природи металу, концентрації та форми його знаходження у зовнішньому середовищі та організмі. Біологічна функція металів здійснюється при досить низьких їх концентраціях. Зростання вмісту важких металів у середовищі призводить до їх надмірного акумулювання організмами. Тому присутність металів у кількостях, що перевищують необхідний рівень, є причиною порушення нормального перебігу процесів життєдіяльності. Біологічна небезпечність металів визначаються також тим, що вони зазнають модулюючого впливу температури, рН середовища, іонної сили розчинів, вмісту кисню, присутності хелатуючих агентів, характеру живлення організму та ще низки інших зовнішніх і внутрішніх чинників [33, 34, 63, 76, 79].

Найбільший інтерес становлять ті важкі метали, що є рухливими в біогеохімічних циклах, широко застосовуються у різних сферах діяльності людини, та є важливими для організмів: кадмій, купрум, манган, плумбум, ферум, цинк тощо. Нині достатньо добре вивчено вплив їхніх підвищених концентрацій на загальні показники життєдіяльності організмів [65, 82, 84]. Для них встановлені виробничі та екотоксикологічні нормативи, однак дотримання останніх в довкіллі практично не контролюється, у зв'язку з чим ці речовини є шкідливими для організмів. Крім того, речовини, кількість яких не контролюється в середовищах існування організмів, залишаються в гігієнічному відношенні практично бездоглядними, регламентованими лише загальними вимогами безпеки, оскільки інших критеріїв токсичності, крім ГДК, для них не існує. Разом з тим, для різних організмів вони мають різні рівні (поріг) токсичності та пролонговані екотоксикологічні ефекти у популяціях [8]. Проте досліджено переважно накопичення металів та окремі морфологічні і фізіолого-біохімічні параметри реакції організмів на їх дію, в той час як за природних рівнів накопичення металів в більшості досліджень не встановлено прямої залежності концентраційно-часових градієнтів їх впливу і ступеню пошкодження, що не дає можливості сформулювати для організмів різних еволюційно-екологічних груп єдиного уявлення про механізми формування толерантності до цих токсикантів. Як з наукової, так і з практичної точок зору доцільно встановити видові закономірності адаптації організмів до важких металів у зв'язку з особливостями їх фізіології, середовища життєдіяльності та екологічних, насамперед трофічної, функцій.

Основними факторами, що визначають токсичність металу, є їх хімічна активність, проникність в клітини поверхневих, а потім, і внутрішніх органів, ступінь накопичення в тканинах організмів, що визначається співвідношенням швидкості надходження, здатністю до зв'язування (акумулювання) та інтенсивністю виведення [45, 50, 52, 67, 79].

Компенсаторно-адаптивна відповідь організму на дію токсикантів, як відомо, визначається, насамперед, швидкістю і механізмом надходження металу до клітин, тканин і органів, а потім – ступенем накопичення металу в метаболічно-активних структурах, а також його фізико-хімічними властивостями та фізіологічною роллю в організмі. Тому досить важливо з'ясувати те, як організм формує цю систему захисту при інтоксикаціях металами, зберігаючи при цьому на оптимальному рівні метаболічну активність.

У зв'язку з видовими та еколого-еволюційними відмінностями організмів, важко поставити однакові експерименти для відповіді на ці питання. Однак, більшість досліджень проведено на водних організмах, які з найчастіше та найактивніше контактують з розчиненими формами металів, бо постійно знаходяться у середовищі, де сполуки металів присутні постійно. Нами досліджено вплив важких металів на таких представників водного середовища як водорості, риби, амфібії, а для порівняння також на птахів (перепілка) і гризунів (миші, шурі), які термодинамічно більше закриті, ніж водні організми, і потенційно стійкіші до чинників середовища, але характеризуються більшою здатністю акумулювати токсиканти через специфіку функціонування виділення (табл.). Щоб розглядати ефекти дії токсикантів на різних рівнях біологічної організації і екстраполювати їх для широкого спектру тварин, ми отримали дані для представників декількох видів, що використовуються як найхарактерніші з точки зору широкого використання в токсикології, а разом з тим є характеристичними для екологічних досліджень як біоіндикативні [2, 8, 32, 52]. Це потрібно також для розширення уявлень про механізми токсичності, щоб переносити ефекти на будь-які компоненти біосфери, зокрема людину, насамперед, для оцінки ризиків навантаження токсикантами для її здоров'я і захисту екосистем [75].

Провідне місце у біоіндикаційній токсикології займають риби [2, 8], оскільки цей клас тварин є перехідними між безхребетними і іншими хребетними. Риби – найрізноманітніший клас хребетних тварин, що налічує 28000 різновидів, більше, ніж кількість видів інших класів [85]. Ця різноманітність виявляється в формі тіла, способі життя і фізіології, що також відображає велику різноманітність екосистем з різними температурами, фізико-хімічними властивостями та токсикологічним навантаженням, оскільки саме водні екосистеми першими зазнають впливу токсикантів у зв'язку з розчиненням токсичних речовин у воді [52].

Поряд з рибами за чутливістю до екологічних факторів є амфібії – хребетні з амніотичною стадією розвитку, які мають в індивідуальному розвитку метаморфоз, а їх личинки на різних стадіях високочутливі до забруднювачів [92]. На додаток до ролі водних тварин у встановленні критеріїв токсичності відзначимо, що встановлення токсичності за допомогою цих видів адекватне як при дослідженні гострої токсичності, так і хронічної як для близькопорогових, так і сублетальних рівнів токсикантів за їх дії окремо та в сумішах [8, 52].

В процесі екотоксикологічних досліджень встановлено значну роль у накопиченні металів у згаданих гідробіонтів кормової бази, насамперед водоростей і моллюсків, що, останнім часом, стало причиною пильної уваги дослідників до вивчення питання накопичення і впливу важких металів на представників цих груп [3, 21, 27].

Щоб отримати акцептацію даних в більшому екологічному діапазоні, в модель дослідження включають також птахів (перепілки) та гризунів, які також є біомониторинговими видами при встановленні токсичності екологічно небезпечних агентів. Вони є теплокровними тваринами, термодинамічно більш закритими, ніж водні організми, потенційно стійкіші до факторів середовища існування, але, разом з тим, відрізняються вищою здатністю акумулювати токсиканти в силу специфіки фізіології живлення та виділення [97].

Процеси, що відбуваються в системі “середовище↔метал↔організм”, включають: **проникнення** металу в клітини і їх молекулярне зв’язування метаболітами і специфічними переносниками та транспорт і розподіл в клітинах, тканинах, органах; **акумуляція; виведення**. Баланс в цій системі визначається метаболічною потребою в металі і його акумуляцією, а при неможливості організму контролювати необхідний його рівень (дезадаптація) – визначає токсичність металу.

Проникнення. Проникнення здійснюється через сайти зв’язування на поверхні клітин з наступним перетворенням речовин, з якими ті взаємодіють, викликаючи ланцюг ушкоджень і адаптивних структурно-функціональних реакцій [3, 8, 67]. При цьому критичною стадією є проникнення токсиканта через зовнішню мембрану клітин і структурно-функціональна опірність (первинна детоксикація) на мембранному рівні [3, 27]. Експериментально проказано, що поглинання іонів купруму, цинку, мангану і плюмбуму клітинами водоростей і риб є регульованим і концентраційнозалежним процесом [3, 67]. Послідовність проникнення важких металів в клітину така: 1) іммобілізація металу молекулярними компонентами мембрани; 2) поникнення в цитоплазму через ліпідний бішар; 3) зв’язування металу в комплекси з метаболітами в цитоплазмі; 4) компартментація метал-органічних сполук в субклітинних структурах; 5) зворотній активний транспорт (в окремих випадках).

Встановлено, що проникнення іонів купруму, цинку, мангану і плюмбуму через мембрану клітин у водоростей і в зябра риб здійснюється за допомогою двох типів транспорту: з високою спорідненістю з максимумом поглинання при 0,05–0,1 мг/дм³ і з низькою спорідненістю при концентраціях >2,0 мг/дм³ [3, 67]. Наприклад, поглинання іонів купруму зябрами коропа в температурному діапазоні 5–12°C характеризується енергією активації $E_{5-12}=11,54$ кДж/моль, $E_{12-18}=52,27$ кДж/моль, $E_{18-25}=13,47$ кДж/моль, що свідчить про енергонезалежний характер проникнення цих іонів [67]. Разом з тим, енергії активації поглинання іонів Zn^{2+} клітинами водоростей різних видів становила: у синьозеленої *Anabaena cylindrica* Lemm. – 0,14 кДж/мкг, у зеленої *Desmodesmus communis* (Hegew.) – 0,10 кДж/мкг, діатомової *Navicula atomus* (Ndg.) Grun. – 0,25 кДж/мкг, на основі чого зроблено висновок, що протягом перших трьох діб дії металу процес не є енергозалежним, і, можливо, підпорядковується середовищним фізико-хімічним факторам регуляції та здійснюється шляхом дифузії [3]. Тому у представників різних еволюційно-екологічних груп можливі індивідуальні механізми поглинання, пов’язані як з способом життя організмів та їхньою потребою у металах, так і з особливостями структурно-функціональної організації клітинних мембран. Наприклад, встановлено, що в процесі прямого і зворотного транспорту відбуваються перебудови ліпідного складу, проникності мембран і модуляція їхньої АТФ-азної системи [27]. У наземних організмів кількість поглиненого металу визначається харчовою активністю, проте захоплення іонів клітинами травної системи залежить як від їх біологічної потреби, так і від синергетичних і антагоністичних чинників навколоклітинного середовища [57]. Відмічено

зменшення кількості поглиненого металу клітинами організмів, заздалегідь адаптованих при 0,5 і 2,0 ГДК іонів металів [57]. Тому, транспорт металів через мембрани хоча і концентраційнозалежний, але визначається як преадаптацією організмів до низьких рівнів металів в середовищі (структурно-функціональний статус мембран), так і мірою деструктивних змін іоном металу клітинної оболонки.

Мембрани володіють різними морфологічними і біохімічними властивостями в межах не тільки окремих класів, але й окремих видів тварин [86, 110]. Зовнішні впливи, наприклад температура, можуть також змінювати їх склад і композицію [86]. Специфічність мембран, можливо, визначає топографію ксенобіотиків їх специфічних властивостей. Однак, всі мембрани володіють загальною структурною схожістю, яка дозволяє уніфікувати оперативну модель для їх взаємодії з металами. Аналіз існуючих даних свідчить про наявність двох етапів біологічного проникнення іонів [34]. На першому відбувається досить швидко поглинання іону металу в результаті різноманітних явищ – від поверхневої сорбції на межі організм ↔ середовище до іонообмінної хімічної взаємодії іонів металів з субстратом поверхневих органів. В міру насичення цієї ємності накопичення іонів металів із середовища сповільнюється, а починають домінувати інші фактори, що включають обмін речовин в самому організмі, швидкість екскреції та інші процеси, які встановлюють динамічну рівновагу між надходженням іонів металів та виведенням їх з нього. Захоплення будь-якого токсиканту зовнішнього середовища зумовлене його взаємодією з клітинами, її компонентами або функціональними групами [34]. Дія металів, насамперед важких, обумовлена їх денатуруючим впливом на білки, серед яких найважливішими є транспортні білки мембран та ферменти, що регулюють обмінні процеси у клітині. Отже, захоплення металу є наслідком його взаємодії з біологічним субстратом: клітинною оболонкою, мембранами, ферментними білками чи окремими молекулами [5, 17, 27, 43, 65, 79, 91, 102, 106, 114].

Підтвердження зазначеного отримано у комплексних модельних дослідженнях впливу іонів цинку і плумбуму в концентраційно-часовому градієнті на структуру клітинних мембран *Chlorella vulgaris*, *Elolea canadensis* = *Lagarosiphon major* і *Lemna minor*, їхній ліпідний, жирнокислотний, вуглеводний та білковий склад, функціональні характеристики (проникність, іонний транспорт, активність ферментів – АТФ-аза, лужна фосфатаза) [27, 28]. Встановлено, що в основі захисту водних рослин від дії іонів металів лежить індуковане ними утворення в клітинах подвійних концентричних мембран, що є універсальною відповіддю клітин на вплив речовин різної природи (біогенний цинк або токсичний плумбум) уже на першу добу їх дії. Утворення подвійної концентричної мембранної системи супроводжується зміною її структури, складу і функцій. У мембранах підвищується вміст основних класів адаптивних ліпідів. Загальною закономірністю є зростання вмісту триацилгліцеролів та фосфоліпідів. Рівень диацилгліцеролів і неетерифікованих жирних кислот зростає незначно. Максимальні зміни ліпідного складу мембран виявлені за дії металів на рівні 5 ГДК протягом 7 діб. На початку токсичного впливу перебудови, пов'язані з ліпідами, розглядають як первинну відповідь мембран на стрес, а пізніше вони є учасниками утворення вторинних концентричних мембран. Підвищені концентрації іонів металів і дизпалива збільшують вміст основних адаптивно значимих жирних кислот: пальмітинової, стеаринової та олеїнової. Динаміка якісного та кількісного складу жирних кислот за дії токсикантів змінює проникність мембран пов'язана активність мембранозв'язаних ферментів, а також функціонування систем транспорту. Іони цинку практично не впливають на мембранні АТФ-ази, за винятком дуже високих концентрацій (5 ГДК) і довготривалої дії (14 діб). Іони плумбуму більше, ніж іони цинку, знижують АТФ-азну активність. Мембранні АТФ-ази найперші, що зазнають дії токсикантів і беруть участь в регуляції проникності токсикантів через іонні канали. Виявлено, що іони цинку і плумбуму неоднаково впливають на проникність мембран, яка залежить від природи токсиканту, концентрації і часу дії, а також визначається особливостями адаптативної стратегії виду рослин.

Ступінь проникності іонів металів залежить від їх загальної концентрації та форм знаходження у середовищі і організмі. Відомо, що найбільш біодоступними є розчинені форми металів. При цьому токсичний вплив проявляють, насамперед, так звані вільні (гідратовані) іони важких металів, деякі їх гідроксокомплекси і металорганічні сполуки [33, 45]. Утворення комплексних сполук металів з розчиненими органічними речовинами, насамперед природного

походження, насамперед зумовлюють зниження токсичності металів чи повне нівелювання останньої.

Останнім часом все більше звертають увагу на обставину готовності організму поглинути різні хімічні речовини (спорідненість і опірність клітин і організму в цілому) через контактуючі поверхні, в травній системі чи іншим шляхом, і на те, як на поглинання впливає хімічний склад організму. Тому окремі метали є “біолабільні” щодо місця накопичення залежно від їх фізико-хімічної поведінки і властивостей організму. Національна Рада Досліджень США [184] при визначенні біонакопичування рекомендує враховувати обставини, пов’язані як з здатністю хімічних речовин проникати до організмів, так і з особливостями природних умов їх існування. В обговореному контексті поглинання як підсумок виражається в серії подій, що в різні фізичні, хімічні і біологічні процеси [8]. Надходження здійснюється через сайти зв’язування на поверхневих клітинах з наступним токсикокінетичним послідовним перетворенням токсикантів та речовин, з якими ті вступають в біологічних системах у взаємодію, викликаючи ланцюг пошкоджень та адаптивних структурно-функціональних реакцій в клітинах та організмах [8] (рис. 1).

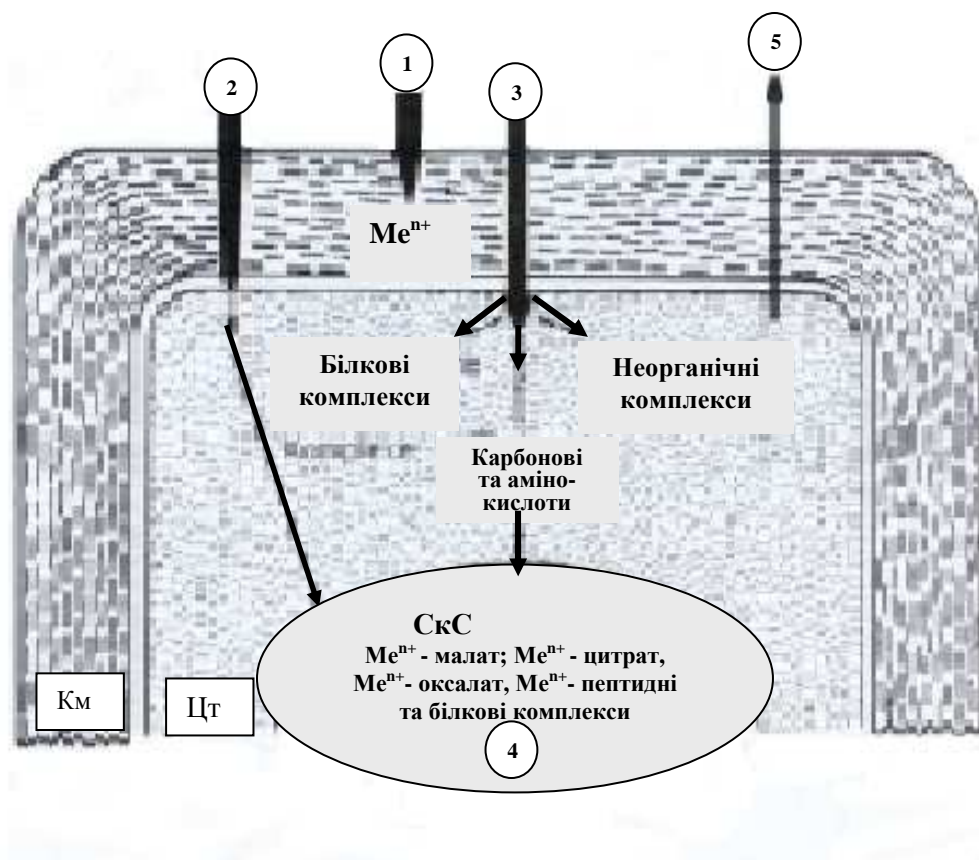


Рис. 1. Проникнення іонів важких металів у клітину: 1) іммобілізація металу мембранними компонентами; 2) проникнення в цитоплазму через ліпідний бішар; 3) зв’язування металу в комплекси в цитоплазмі; 4) компартменталізація металорганічних комплексів в субклітинних структурах; 5) зворотній транспорт. Км – клітинна мембрана; Цт – цитоплазма; СкС – субклітинні структури

Однак, при цьому критичною стадією є саме проникнення токсикантів у організм через мембрани клітин та структурна і функціональна (метаболічна) опірність (первинна детоксикація) на мембранному рівні.

Встановлено, що проникнення іонів важких металів через мембрану здійснюється за рахунок активного транспорту: високоспорідненого з максимумом поглинання при 0,05–0,1 мг/дм³ іонів металів та низькоспорідненого, який реалізується при концентраціях >2,0 мг/ дм³ [3, 57, 67].

Щодо залежності поглинання металів від їхньої фізико-хімічної природи, то найактивніше проникають цинк і купрум, менше – плюмбум та манган, що пов'язано як з біологічною потребою у цих металах, так і з особливостями фізико-хімічної взаємодії їх іонів з молекулярними структурами клітин, що можуть виступати їх лігандами. Потреба в металах певною мірою визначається шляхом встановлення конкурентності їх поглинання [57]. Введення підвищених концентрацій важких металів на фоні присутності в організмі введених попередньо інших іонів металів в цілому зменшує акумулювання в крові та печінці тварин всіх досліджених металів (купрум, манган, цинк, плюмбум) навіть за зростання введеної дози до 2 та 5 ГДК. Протекторна дія іонів купруму, цинку і мангану є близькою за ступенем вираженості, що можна пояснити їх фізіолого-біохімічною поведінкою та потребами в них організму тварин як важливих мікроелементів. Плюмбум за попереднього введення щодо всіх інших досліджених металів виявляв сильнішу протекторну дію, можливо у зв'язку з його здатністю міцніше зв'язуватися з органічними лігандами, насамперед білками. На фоні попереднього введення іонів цинку, купруму та мангану, знижується накопичення тваринами плюмбуму. В цьому випадку, скоріше за все, визначальною у фіксуванні структурними компонентами клітин є фізіологічна спорідненість цих структур до функціонально потрібних іонів. Конкуренція металів за структурно-функціональні утворення в клітинах тварин залежить від черговості попадання іонів цих металів в клітини, бо заміна (вибивання) іонів один одного в центрах їх зв'язування, ймовірно, утруднена.

Отже, поглинання важких металів в організмі визначають:

1. Морфологічні, фізіологічні і біохімічні властивості організмів.
2. Специфіка хімічного стану речовин та її концентрація. Це може впливати як на їх зв'язування з молекулярними рецепторами, так і розподіл металів в організмі.
3. Фізико-хімічні параметри середовища існування організмів, що, насамперед, передбачають вплив на процес хімічних компонентів середовища, що діють комбіновано.
4. Шляхи надходження токсиканту в організм та контактні поверхні, через які здійснюється транспорт.
5. Тривалість контакту металу з поверхнею поглинання
6. Структурно-функціональна реакція та стійкість мембран клітин, через які проникають метали.

Накопичення і розподіл. Первинні детермінанти біонакопичення металів – концентраційна різниця в середовищі та організмі (тканинах), специфічність відгуків в організмі на первинну дію (спрямованість до тканин змінює хімічні градієнти в їх клітинах, а затримування в них визначається спорідненістю з певними біохімічними компонентами клітин, що зв'язують метали, насамперед білки) [108].

Особливості залежності накопичення металів від їх концентрації різнопланові. Показано [98], що біонакопичування було вищим при нижчих дозах токсикантів. В інших дослідженнях при різних дозах токсикантів різниці в їх біонакопичуванні не встановлено [78]. У кожному випадку біонакопичування визначалося розчинністю токсиканту. В наших дослідженнях насичення тканин металами мало місце вже за порогових концентрації (2 ГДК), а за значного перевищення (5 ГДК) зростання вмісту металів проти рівня дії 2 ГДК не виявлено, що свідчить про насичення металом сайтів зв'язування вже при рівні 2 ГДК [57, 67]. Тому інтенсивніше надходження металу до організму, ймовірно, прискорює і його виведення, а акумулюється та кількість металу, що може бути зв'язана лігандами. Наприклад, в роботах [80, 112] показано, що з збільшенням комплексоутворюючої здатності металів, наприклад, купруму з різними неорганічними і органічними лігандами, загалом пов'язано зменшення токсичності металів, бо ці комплекси менше піддаються біонакопиченню, ніж слабокомплексуючі метали [81, 114]. Як зазначалося, різні катіони можуть також зв'язувати одні й ті ж сайти, створюючи конкурентні взаємодії, що також стабілізує токсичність металу.

Звичайно, це спрощення не характеризує всіх можливих ефектів, що виникають за хімічних взаємодій іонів в сайті зв'язування, проте таке уявлення дає можливість моделювати процеси, що відбуваються при накопиченні металів (рис. 2).

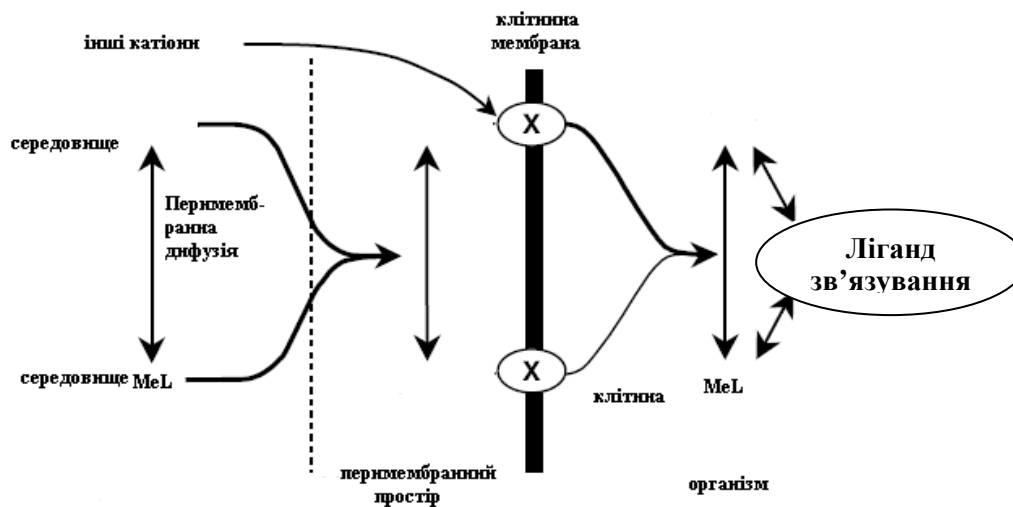


Рис. 2. Модель хімічних взаємодій при накопичуванні важких металів.

X – переносник, Me^{n+} – іон металу; MeL – комплекс “метал-ліганд”

Кінетика процесу залежить від складу, якості та характеру примембранних, мембранних та внутрішньоклітинних (специфічне та неспецифічне зв'язування металів внутрішньоклітинними рецепторами і лігандами) процесів.

У випадку проникнення органічних токсикантів певну роль у їх розповсюдженні в організмі відіграє біотрансформація, проте для важких металів вона незначна, і може виявлятися певною мірою тільки у металів з змінною валентністю (хром, манган) [43]. Від міцності зв'язування металів в клітинах залежить швидкість їх виведення з організму. Отже, біоакмулювання визначає швидкість надходження металу до організму та його виведення назовні, однак останнє залежить від зв'язувальної здатності тканин і клітинних структур. У результаті комплексу взаємодій накопичення і розподіл металів є тканиноспецифічним, залежним від часу та природи металу, процесом. Купрум у тварин найефективніше акумулюється в шкірі та печінці, де рівень металу зростає пропорційно часу контакту організму з металом. Цинку найбільше накопичується у м'язах. Очевидно ці органи відіграють депонуючу роль для цих іонів. Тканинний перерозподіл іонів важких металів за дії їх підвищених концентрацій може бути ефективним засобом підтримання оптимального рівня металів в організмі, а отже структурного і функціонального гомеостазу [30, 57, 67].

Тому накопичення металів, наприклад, кадмію, нікелю, ртуті, цинку, плюмбуму і ін. характеризується такими особливостями:

1. Здатні поширюватися на великих територіях чи в об'ємах, формуючи концентрації від слідової кількості до сотень концентраційних одиниць, і надходити до організму постійним потоком.

2. Мають велику зовнішню поверхню поглинання, що відокремлює середовище і клітини. У водних організмів – це поверхня тіла, зябра, травний тракт; у наземних – коренева система (рослини), легені і шлунково-кишковий тракт.

3. В межах клітин систем дихання і травлення надходження металів дуже активне у зв'язку з функціонуванням системи протитоку, що сприяє дифузії та активному проникненню металів за градієнтом концентрації навіть за його незначних концентрацій у контактному середовищі.

4. Мембрани контактних клітин містять значну кількість сайтів зв'язування іонів, забезпечуючи їх проникнення з участю транспортних білків та іонних каналів.

5. Завдяки інтенсивному іонному та газообміну контактні тканини є відкритими для навколишнього середовища [3, 21, 67, 84, 92].

Використання кінетичної моделі накопичення дало можливість оцінити поглинальну ефективність [74]. Поглинальна продуктивна константа розглядається як баланс між поглинанням і процесом виведення. Однак, пізніше було показано, що швидко виводяться з організму надто великі надлишкові кількості металів, а значна частина, що залучається до метаболізму, фіксується консервативними клітинними структурами, залишаються в тканинах надовго [107]. Тому акумулювання розглядають як баланс: “акумуляція” = “поглинання” – “виведення” (рис. 3)

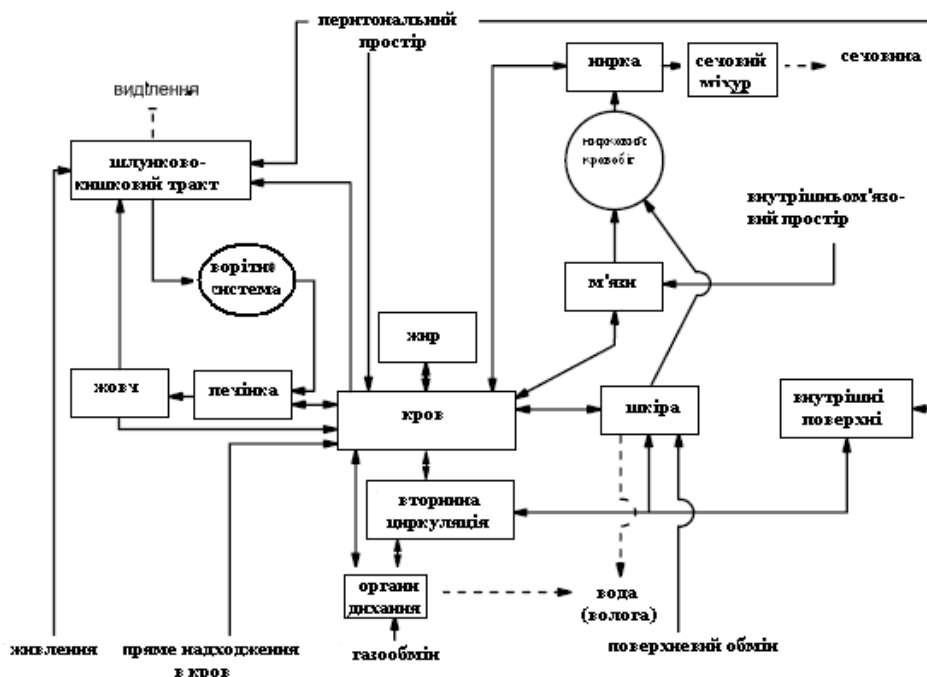


Рис. 3. Модель проникнення, міжорганного розподілу і виведення важких металів у тварин

Разом з тим, встановлено[99, 117], що при такому розгляді важливим є швидкість перенесення, акумулювання і віддавання металів іншим тканинам кров'ю та метаболічна акумуляція металів в печінці. Щодо індивідуальних органів, то в процесі біонакопичення і молекулярної сприйнятливості відіграють роль функціональна своєрідність тканин і органів, що визначає специфіку токсичності. Відмінності морфологічних, фізіологічних, біохімічних та поведінкових функцій також впливають на поглинання ксенобіотика.

Насамкінець, важливим фактором біонакопичення металів є рівень організації (еволюційно-таксономічне становище) організму. Насамперед відмітимо основні структурні і функціональні відмінності між екто- і ендотермними організмами (табл.) [88, 109].

Інтенсивніша акумуляція металів виявлена у ектотермних тварин (молюски, риби, земноводні), очевидно завдяки відомій їх більшій термодинамічній відкритості та особливостям життєдіяльності у водному середовищі існування [97]. Близькими за рівнем та характером накопичення важких металів є птахи (перепілка). Більшу опірність до накопичення важких металів у експерименті, а також, ймовірно, інтенсивніше їх виведення з організму, виявлено у ссавців (миші, щурі) [57, 67].

Таблиця

Основні структурні, функціональні і екологічні відмінності між екто- і ендотермними організмами (за [88, 109])

Характерні особливості	Ектотерми	Ендотерми
Середовище існування	Вода, частково суша	Переважає суша
Теплокровність	Низький рівень	Максимум

ОГЛЯДИ

Регуляція температури тіла	Динамічна зміна зовнішніми чинниками	Внутрішня регуляція
Здатність до поглинання розчинених речовин	Універсальна	Помірна
Розчинність газів	Максимальна	Низька
В'язкість	Низький рівень	Максимум
Метаболічна активність	Низька	Висока
Первинні енергетичні субстрати	Вуглеводи і амінокислоти	Ліпіди
Ефективність метаболізму	Низька	Висока
Мембранна адаптація	Гомеосмотична	Немає необхідності
Дихальна поверхня	Зябра (легеня)	Легеня
Рівень дихання	Низький	Високий
Обмін газів	Так	Так
Кров	З приливом і відливом	Потік
Серце	Дво(три)камерне	Чотирикамерне
Серці і легеня	Послідовні	Паралельні
Судини	Малодиференційовані	Чіткі (диференційовані)
Кислотно-основний баланс	Так	Так
Первинний орган кислотно-основної регуляції	Зябра, частково нирки	Легені, нирки
Первинний механізм кислотно-основної регуляції	Іонний обмін	Газообмін (легені), іонний обмін (м'язи)
Зовнішня осморегуляція	Так	Ні
Первинний орган виділення азоту	Зябра, частково нирки	Нирки
Первинний механізм виділення азоту	Амоній (рідко сечовина)	Сечовина

Очевидною відмінністю між холодно- і тепло- кровними організмами є дихання зябрами чи легенями. Водне середовище впливає на стан знаходження хімічних речовин (розчинність) та їх проникнення в клітини. Взагалі, зябра відіграють набагато більшу роль в і виділенні ксенобіотиків, ніж легені. Крім того, шкіра ссавців суха і не володіє циркулюючими властивостями. Тому надходження хімічних речовин до їх організму обмежується парентеральним шляхом або безпосередньо в гемодинамічний потік. Шлунково-кишковий тракт відіграє важливу роль в поглинанні ксенобіотиків як в водних, так і наземних тварин. Структура і функції тракту в представників обох груп подібні у багатьох відношеннях. Однак, у риб і жаб відсутня лімфатична система і класичні ворсинки, що властиве птахам і ссавцям, а це може істотно впливати на процес поглинання і більшу опірність до накопичення важких металів, а також, ймовірно, інтенсивніше їх виведення з організму, що виявлено у ссавців (миші, щурі). Інтенсивність накопичення представниками окремих видів досліджених металів характеризуються такими рядами:

- м'які органи прісноводних молюсків: $Pb > Zn > Cu > Cd$ і $Zn > Pb > Cu > Cd$ [21];
- печінка: щуки – $Zn >> Cu > Mn > Pb$; жаби – $Zn >> Cu > Pb, Mn$; перепілки – $Zn >> Cu > Mn > Pb$; миші – $Zn >> Cu > Mn > Pb$; щурі – $Zn >> Pb > Cu > Mn$ [57];
- кров: щуки – $Zn > Cu > Pb > Mn$; жаби – $Zn > Cu > Pb > Mn$; перепілки – $Zn > Cu > Pb > Mn$; миші – $Zn > Cu, Pb > Mn$; щурі – $Zn > Pb > Cu > Mn$ [57].

Загальною тенденцією для всіх тварин є значне перевищення накопичення цинку, за яким в 4–10 разів в печінці та 1,5–4,0 рази в крові меншим є накопичення купруму. Щодо мангану і плюмбуму, то рівень їх акумулювання майже в усіх тварин є близьким і нижчим від накопичення цинку більше, ніж на порядок в печінці та в 1,5–4,0 раза в крові, а щодо купруму – в 1,5–5,0 раза в печінці та 2,0–4,0 раза в крові тварин. Рівень накопичення мангану і плюмбуму, як правило, близький, трохи більше мангану акумулюється в печінці тварин, а плюмбуму – в їх крові [57]. З загальної тенденції дещо випадає показник накопичення плюмбуму у щурів, що є другим за величиною після цинку як в печінці, так і в крові тварин. Останнє може бути пов'язано з характером живлення цих тварин, що мають, на відміну від представників інших досліджених видів, дуже широкий спектр живлення, та ведуть своєрідний спосіб життя у забруднених і санітарно-небезпечних екологічних умовах існування, де

піддаються постійному навантаженню токсикантами, включно важкими металами, серед яких пріоритетним є плумбум техногенного походження.

Спосіб життя – один з визначальних чинників накопичення. Так, у молюсків [21], що є малорухливими, проте здійснюють активну фільтрацію води, депонуючу роль для досліджуваних металів відіграють гепатопанкреас як метаболічно найактивніший орган, а транспортну – гемолімфа. Остання здійснює тканинний перерозподіл важких металів, що за дії їх підвищених концентрацій може бути ефективним засобом для підтримання оптимального рівня металів в організмі, а отже структурного і функціонального гомеостазу тварин. Певною мірою метали накопичує мантия і, частково, гонада, що визначається рівнем фізіологічної активності цього органу. Встановлено, що накопичення металів у всіх випадках призводить до зростання їх вмісту, насамперед, в гепатопанкреасі та в гемолімфі тварин, що пов'язано з наявністю в них специфічних лігандів – металотіонеїнів [62, 112]. На накопичення і тканинний перерозподіл металів впливають морфологічні, фізіологічні та біохімічні відмінності. Велику роль в поглинанні і виділенні ксенобіотиків відіграють контактні з водним середовищем органи. Черепашка немає циркуляції, але є значним депонуючим агентом. Тому надходження хімічних речовин до організму молюсків обмежується парентеральним шляхом або потраплянням речовин безпосередньо в гемодинамічний потік. Травний тракт відіграє у молюсків одну з найважливіших ролей в надходженні металів. Структура і функції травної системи в молюсків специфічні, бо в них відсутня лімфатична система і класичні ворсинки, що істотно впливає на процес поглинання іонів металів. Саме тому молюски мають низьку опірність до накопичення іонів металів. Потік гемолімфи – головний детермінант розповсюдження хімічних речовин до тканин та органів тварин. Тканини, що характеризуються великою кількістю надходження гемолімфи – мантия, кишечник, гепатопанкреас. Тканини, що одержують проміжний рівень гемолімфи, – гонада, покриви, черепашка. Вплив потоку гемолімфи на розподіл токсикантів виявився лінійним. Концентрація токсикантів у внутрішніх органах (насамперед у гепатопанкреасі) становила дві третини від їх валового вмісту. У молюсків швидкість кровотоку є низькою, їх особливістю є відсутність класичного вторинного кровотоку [113]. Тому рознесення метаболітів по тканинах залежить не стільки від швидкості кровообігу, скільки від спорідненості кожного з металів до білків і стабільності металотіонеїнових комплексів, насамперед в гепатопанкреасі молюсків [25]. Оскільки спорідненість може змінюватися з зміною іонної сили, рН, температури і структури білків [43], то важливими у їх формуванні є зміни фізико-хімічних параметрів водного середовища, на які молюски реагують, як термодинамічно і хімічно відкриті системи. Поряд з гемолімфою важливу роль у розповсюдженні металів в організмі також виконує гепатопанкреас, який є головним депо плазматичних білків гемолімфи [96].

Отже, надходження і локалізація металів в організмі молюсків залежить від анатомічних, фізіологічних і біохімічних властивостей організму, фізико-хімічних характеристик токсикантів та середовища існування тварин. У цій фізіологічній моделі транспортування і накопичення речовин визначається потоком гемолімфи та надходженням токсиканту з неї до тканин.

З наведених вище даних видно, що одним із визначальних факторів в міжтканинному розподіленні металів в різних еволюційно-екологічних групах тварин є кров'яний потік. Тканини з найвищим обмиванням кров'ю – нирки, червоні м'язи, кишечник, печінка. Тканини, що одержують проміжний рівень крові, – гонади, шкіра, білі м'язи, жир тканина і кістки. Вплив потоку крові на накопичення металів є лінійним [101]. Концентрації токсикантів у внутрішніх органах (насамперед печінці) становили 80% від їх вихідного значення вже через 8 год. дії токсиканту. Зростання кількості акумульованого купруму в печінці вказує на її домінуючу роль у депонуванні та метаболізмі цього металу [57]. В м'язах миші було зафіксовано високі рівні цинку, що вказує на високу спорідненість металу до тканин м'язів та їх роль у метаболізмі цинку. Нирки відіграють значну роль у депонуванні і виведенні металів. Разом з тим, для іонів купруму, їх роль у детоксикації більша на початковій стадії інтоксикації, тоді як для цинку максимум акумулювання досягається за 24 год. інкубації. Найменша кількість акумульованих металів було помічено у легенях мишей. Шлунково-кишковий тракт відіграє важливу роль в процесах виведення іонів досліджуваних металів на ранніх етапах інтоксикації.

Температура впливає як на швидкість кровотоку, так і на активність метаболічних процесів [76]. Тому у теплокровних порівняно з холонокровними кількість токсикантів є меншою завдяки швидкості кровотоку та, очевидно, більшій швидкості мембранних і транспортних процесів. Разом з тим, інша особливість відрізняє кровотік у холодно- і теплокровних – це наявність у перших вторинного кровотоку. Мережа сполучених судин є результатом стинання первинної артерії і капілярів та вен [94]. Дослідження показали, що весь об'єм крові завдяки цьому циркулює довше, ніж декілька годин [113]. У ссавців розмежування судин обмежує вторинний кровообіг токсикантів. Однак різні структурно-функціональні особливості тварин, впливаючи по-різному, в принципі за тривалої інтоксикації дають один і той самий результуючий щодо розповсюдження токсикантів ефект. Хоча на початку тривалість експозиції часто визначає потік крові, через якийсь час багато токсикантів перерозподіляються відповідно до їх відносної спорідненості до тканини. Визначальним тут є ліпофільність [95]. Проте, це характерно для ліпідспоріднених (ліпідрозчинних) сполук. Щодо важких металів, то, як зазначалося, їх спорідненість, насамперед, пов'язана з мембранним транспортом та металотіонеїновими комплексами. Токсиканти знаходяться в крові як у вільній формі, так і в асоціації білками, ліпопротеїнами тощо. Ковалентне зв'язування зазвичай обмежує їх подальше розповсюдження. У результаті нековалентної ліганд-білкової взаємодії розповсюдження залежить як від спорідненості кожного металу, так і їх відносних концентрацій. Спорідненість може змінюватися з змінами іонної сили, рН, температури і структури білків [43]. Взагалі, існує динамічна рівновага метал-білкових комплексів, що змінюються у різних клітинах та органах, поки метали не будуть остаточно закріплені у високостабільні металотіонеїнові комплекси, насамперед у печінці [25, 62, 87]. Холонокровні і ссавці також відрізняються щодо складу плазматичних білків як кількісно, так і якісно. Концентрація білків у риб є загалом нижчою, ніж в ссавців [57]. Можливо це сприяє зменшенню сайтів зв'язування металів у риб. У ссавців важливу роль в біонакопиченні відіграє плазматичний альбумін та β -глобуліни. Проте, в холонокровних альбуміні також володіють значною метал-акумулюючою здатністю, хоча їх концентрація в крові цих тварин є набагато нижчою, ніж у теплокровних [59, 104]. Альбумін райдужної форелі був описаний як “паральбумін” через істотні функціональні відмінності від альбуміну ссавців [115]. Тому характерне зв'язування ксенобіотиків з альбуміном ссавців і іншими плазматичними білками не можна екстраполювати на інші види. Наприклад, в плазмі коричневої форелі і людини з альбуміном або “подібним” до альбуміну білком зв'язаний кадмій. В коропа кадмій в плазмі зв'язаний з білком 70 000 Да, ідентифікований як трансферин [90]. Подібно білки сироватки були споріднені до цинку [77].

Поряд з кров'ю, як відмічалося, важливу роль у розповсюдженні металів в організмі виконує печінка. Її роль визначається тим, що вона є головним депо плазматичних білків і фібриногену [96]. Печінка також відіграє важливу роль у виділенні ксенобіотиків, оскільки містить сімейство АТФ-залежних білків-транспортерів, які були ідентифіковані в організмах, від дріжджів до людини.

Видові відмінності опірності організмів до важких металів можуть бути пов'язані також з генетично детермінованою чутливістю до діючого фактору (-ів) [55], яка у ссавців є більшою у зв'язку з їх еволюційною структурно-функціональною досконалістю [83].

Отже, поглинання і локалізація металів в організмі тварин залежить від анатомічних, фізіологічних і біохімічних властивостей організму і фізико-хімічних характеристик токсикантів. У цій фізіологічній моделі проникнення речовин визначається мембранним транспортом, а транспортування і накопичення речовин – кров'яним потоком та обміном токсиканту з крові до тканин. Для декількох металів показано [103], що накопичення є результатом процесу токсикокінези і токсикодинаміки, причому ці висновки справедливі як для молюсків, риб, жаб, так і для птахів та гризунів.

Регуляція. Нині склалося досить чітке уявлення про токсичність як явище [2, 8, 32, 53]. У ряді робіт зазначається, що за дії металів її ступінь не завжди пропорційна рівню накопичення металів [2, 21, 30, 34]. Оскільки в основі процесів життєдіяльності, як і в основі змін хімічного складу природного середовища загалом, лежить хімічний акт, суттю якого є перетворення вихідних речовин в продукти їх трансформації, токсичність насамперед визначається неспецифічністю для організмів речовин у будь-яких кількостях або

перевищенням певних біологічно безпечних меж речовин літогенного, біогенного чи антропогенного походження, а унаслідок цього – вторинною інтоксикацією у результаті хімічної модифікації речовин іншими токсикантами [8].

Серед чинників, що визначають токсичність є: форми (фізичний і хімічний стан) речовини, швидкість її надходження в навколишнє середовище із джерела утворення (аккумуляції), шляхи і характер міграції і трансформації (фізичної, хімічної, біологічної) в різних компонентах екосистем, характер взаємодії речовин (синергізм, антагонізм тощо), чутливість (реакція) біологічних систем (молекул, клітин, організмів, популяцій, біоценозів і екосистем в цілому) до речовин і продуктів їх розпаду тощо (рис. 4).

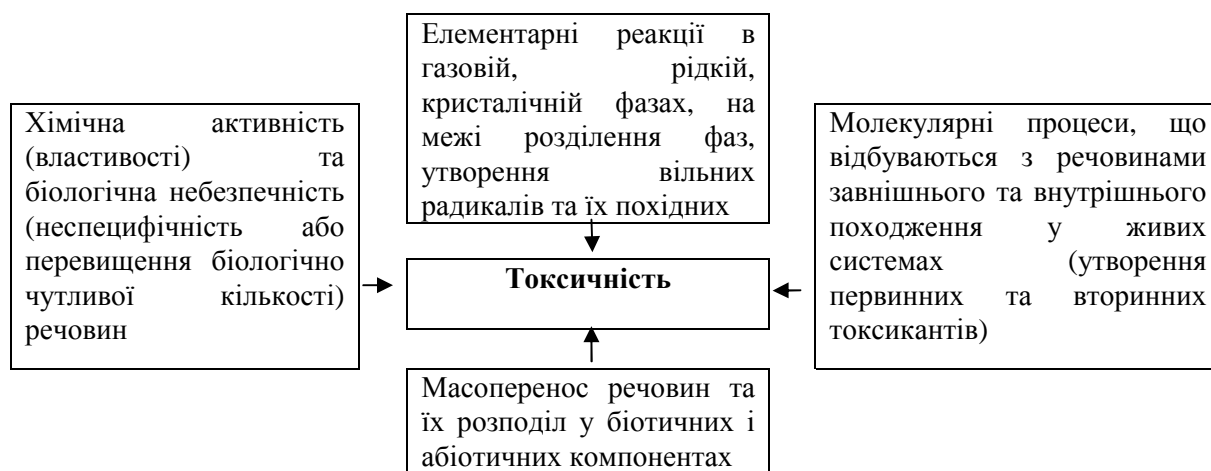


Рис. 4. Система чинників, явищ і процесів, що формують токсичність

Функціональна роль металів залежить від: характеру їх взаємодії з молекулярними і метаболічними комплексами, насамперед, ступеня структурної (якісної і кількісної) модифікації мембран (ліпідний склад, проникність, електрофізіологічні властивості, активність АТФ-азних систем); характеру їх взаємодії з структурними білками (репресія і експресія синтезу, посттрансляційні модифікації, конформаційні перебудови тощо) і ферментами (інгібування, активування, модуляція кооперативності тощо); зміни функціонування (активування, інгібування) основних енергетичних циклів і спрямованості енергетичного обміну в цілому, що викликає мобілізацію енергетичних ресурсів, включно адаптивний катаболізм не лише вуглеводів і ліпідів, але й білків; формування катаболічного статусу в організмі, унаслідок чого накопичуються окислювальні еквіваленти, а як результат активації пероксидного окиснення – патологічні форми метаболітів (лізофосфоліпіди, вільні радикали та ін.); активації механізмів детоксикації вторинних токсикантів і ксенобіотиків [8]. Негативний ефект впливу іонів важких металів на організм проявляється як на молекулярному, так і на метаболічному рівнях.

Механізм такого впливу може бути пов'язаний з протіканням таких процесів:

- заміщення токсичним металом біогенного іону в активних центрах зв'язування молекул;
- зв'язування металом частини молекули, необхідної для забезпечення нормальної життєдіяльності організму, з порушенням її функцій;
- зшивання макромолекул, або їх фрагментів з утворенням біологічних агрегатів, що є функціонально неактивними або небезпечними для організму;
- деполаризація біологічно важливих молекул;
- помилкові з'єднання основ нуклеотидів, а також порушення при реплікації, транскрипції, трансляції, посттрансляційних модифікаціях при синтезі білків;
- зміна кінетичних характеристик ферментів та мембранних переносників;
- модифікація молекул ферментів шляхом алостеричного зв'язування та зміни іонного мікрооточення молекул;

- порушення мобілізації резервних енергетичних і пластичних субстратів та зміна співвідношення і спрямованості процесів катаболізму і анаболізму [8, 36, 68, 93].

Для різних металів існують індивідуальні механізми дії. Проте загальними тенденціями, що визначають клітинні трансформації є: тканиноспецифічна локалізація у клітинах, що пов'язано з їх морфологією, хімічним складом та мембранною і метаболічною активністю; хімічна активність іону металу, особливо його комплексоутворююча здатність з структурними білками та низькомолекулярними метаболітами; концентрація іонів, що впливають на загальний іонний гомеостаз та швидкості трансформації іонів у клітинах.

Більшість інтоксикацій викликає відхилення окремих показників метаболізму організмів або появу в їх клітинах неспецифічних молекул (білків, ферментів, ліпідів, метаболітів тощо) у відповідь на токсичну дію [8, 32]. Такі відхилення можуть бути неспецифічними загально стресовими патологіями, а в окремих випадках виявлений показник є дійсно результатом високоспецифічної відповіді. Нині у гідробіонтів виявлено низку фізіолого-біохімічних змін при інтоксикаціях конкретними речовинами або їх сумішами:

а) зміна вмісту окремих метаболітів (наявних в клітинах за нормального перебігу метаболізму), концентрація яких за дії токсичного чинника вірогідно зростає порівняно з контрольними значеннями, наприклад, зростання концентрації окремих амінокислот (гліцину) [73] або їх пулу [18] за дії комплексу несприятливих факторів; зміна складу різних ліпідних фракцій, особливо фосфоліпідів та ненасичених жирних кислот, у складі мембран клітин за дії токсичних факторів [40, 66, 72]; зміна білкового (співвідношення альбумін/глобуліни) та ліпопротеїдного складу крові за дії іонів важких металів [21, 22, 31, 58]; показник вмісту колагену у хребті риб [24] тощо;

б) синтез (поява в клітинах) неспецифічних для метаболізму в нормі т.з. адаптивних метаболітів і форм біомолекул: абсцизова кислота у рослин за дії іонів плюмбуму [7]; синтез металотіонеїнів у рослин та тварин за інтоксикації важкими металами [62, 64, 71]; накопичення продуктів пероксидного окиснення ліпідів і білків за інтоксикацій [100] або зміна співвідношення швидкостей їх утворення та детоксикації у організмі [35] тощо;

в) конформаційна та функціональна модифікація макромолекул: утворення метгемоглобіну унаслідок незворотнього окиснення токсикантами гемового заліза гемоглобіну та порушення функційної здатності гемоглобінів до зв'язування і транспортування кисню [13, 14, 19, 21]; структурні модифікації білків крові шляхом амідування та глікування за токсичної дії низки токсикантів [13]; пероксидне окиснення ліпідів та білків мембран клітин [7, 16, 62] тощо;

г) зміна активності наявних або синтез нових ізо- або множинних форм ферментів: зміна активності цитохромоксидази та сукцинатдегідрогенази за токсичної дії іонів важких металів на водорості і риб [1, 4]; активація лужної фосфатази, чутливої до низки токсикантів [6, 21]; поява індукованої токсикантами нової (адаптивної) форми глутамінсинтетази за отруєння водних тварин [10, 15]; зміна активності фотосинтезного комплексу у водоростей в токсичному середовищі [9, 49]; зміна активності ацетилхолінестерази мозку [24] тощо;

д) комплексні перебудови структури і функцій клітинних мембран, зміна їх проникності, функціонування транспортних систем і іонного гомеостазу [27, 28];

е) зміни процесу дихання гідробіонтів різних систематичних груп [20, 23];

ж) локомоторні і поведінкові реакції організмів як спосіб уникання ними забруднених місць [89].

Зміни клітинного метаболізму проявляються раніше від фізіологічних і морфологічних відхилень [56]. Разом з тим, зважаючи на велику кількість метаболічних відхилень в організмі за дії токсикантів, дійшли висновку про інтегральну природу пошкоджень – одночасна зміна взаємопов'язаних показників забезпечення біохімічної відповіді.

Традиційно інтегральний стан метаболізму встановлюють за вмістом АТФ та аденілатним енергетичним зарядом [11, 18, 38, 53, 61], що обґрунтовано, бо цей показник є результатом комплексного пошкодження системи енергозабезпечення та зміни спрямованості метаболізму катаболічним шляхом. Разом з тим, цей показник демонструє однотипність зміни за будь-якого екстремального впливу, що не дозволяє вважати його токсикоспецифічним. Не

встановлено також лінійної залежності змін енергозабезпечення і ступенем інтоксикації, що пов'язано з значним запасом міцності енергопродукції за рахунок існування значної кількості ефективних адаптивних механізмів енергозабезпечення клітин [68, 97].

На певному етапі досліджень токсичних (екотоксичних) впливів для встановлення порушень метаболізму використовували співвідношення окиснених та відновлених форм нікотинамідних коферментів ($\text{НАД}(\text{Ф})^+/\text{НАД}(\text{Ф})\text{Н}+\text{Н}^+$) [11, 18, 38, 53, 68]. Останні належать до регуляторних факторів, співвідношення окиснених та відновлених форм яких в певних субклітинних структурах є засобом зміни інтенсивності та спрямованості окремих ланцюгів вуглеводного, ліпідного, білкового та енергетичного обмінів. Одночасно це співвідношення є наслідком окиснювально-відновного стану окремих дегідрогеназних ферментних реакцій та динаміки їх субстратів. Наприклад, за дії аміаку, плюмбуму і пестицидів у риб виявлено зростання відновленості НАД-пар в цитоплазмі клітин, відповідно в цитоплазмі клітин печінки відношення $\text{НАД}^+/\text{НАДН}+\text{Н}^+$ знижується [11, 19]. Зменшувалося також відношення $\text{НАДФ}^+/\text{НАДФН}+\text{Н}^+$. Разом з тим, зміни показників були різнохарактерними за тканинною та субклітинною локалізацією і пов'язані з особливостями дії токсиканту [11, 19].

Нами встановлено [11, 19, 21, 30], що загалом на фізіолого-біохімічному рівні функціональний гомеостаз організму забезпечують субстратний баланс, спрямованість і швидкість метаболічних перетворень через регуляцію субстрат-енергетичного балансу, який визначає бар'єрну і детоксикуючу функції клітин. Зазначені зміни, в основному, спрямовані на забезпечення захисту від токсикантів-індукторів та вторинних метаболітів-токсикантів. Здійснює цей процес комплексна, цілісна структурно-функціональна система гемато- та гепато-енцефалічного бар'єрів та споріднені з ними структури метаболізму і їх комплекси.

На основі системного структурно-функціонального аналізу розвитку патологій у відповідь на інтоксикацію нами виявлено і запропоновано деякі підходи та характеристичні показники для описання небезпечності водного середовища, апробовані для гідробіонтів [8]:

- співвідношення швидкості та ємності субстратсинтезуючих та субстратперетворюючих метаболічних шляхів ключових детоксикуючих систем;
- коефіцієнти стабільності протікання метаболічних процесів;
- співвідношення спрямування і швидкості перетворень у метаболічних системах, наприклад, енергогенеруючих системах клітини;
- підтримання рівня(вмісту) окремих ключових (регуляторних) метаболітів;
- підтримання білкового гомеостазу крові.

1. Співвідношення швидкості та ємності субстратсинтезуючих та субстратперетворюючих метаболічних шляхів ключових детоксикуючих систем.

З точки зору системного аналізу метаболічний статус організму як інтегральної термодинамічної системи забезпечується за рахунок тканинного та метаболічного розподілу, а також підтримання гомеостатичного співвідношення інтенсивності процесів утилізації, перерозподілу і синтезу основних метаболічних компонентів клітин. Виходячи з цього, комплексність оцінки досягається вивченням основних найбільш метаболічно активних органів. Крім того, оскільки активність ферментів дозволяє оцінювати лише стан окремих реакцій метаболічних ланцюгів, що каталізуються ними, а не про їх активність загалом, а за концентрацією метаболітів можна судити тільки про спрямованість обміну речовин, але не про його швидкість, то об'єктивність аналізу рівня біохімічної активності організму досягається одночасним дослідженням взаємопов'язаних показників динаміки і тканинної специфіки перерозподілу метаболічних субстратів, стану ферментних систем в окремих субклітинних структурах, швидкості перетворення потоку інтерметаболітів, а також внутрішньоклітинного перерозподілу регуляторних факторів. Кількісне співвідношення протилежноспрямованих перетворень в одній метаболічній системі дає можливість отримати "*коефіцієнт стабільності протікання метаболічних процесів*".

Одним з прикладів розрахунку такого коефіцієнта є співвідношення активності *глутамінсинтетази в м'язах до активності глутамінази в зябрах риб* за дії токсикантів водного середовища при різних температурах [8, 11, 26]. Значення цього показника в нормі

коливається в межах 9,0-11,0 [8, 11, 26], а відхилення вказує на порушення балансу в системі продукування, знешкодження і виведення аміаку, інтенсивно утворюваного практично за всіх інтоксикацій у результаті катаболізму білків, що використовуються як енергетичні субстрати [18, 30, 61, 68], і порушення кислотно-основного та метаболічного гомеостазу в організмі риб [11, 68].

Ще одним з характерних прикладів розрахування такого коефіцієнту є запропонований нами *коефіцієнт антиоксидантного стану* (КАС) [8, 16]. Для розрахунку коефіцієнта використано принцип співставлення інтенсивності функціонально різноспрямованих процесів – проксидантна активність та здатність до антиоксидантного захисту, що, разом з тим, функціонують в єдиній метаболічній системі пероксидного окиснення в клітинах. Коефіцієнт антиоксидантного стану (КАС) тканин обчислюють так: $КАС = \Sigma A / \Sigma П$ (A – сума показників стану антиоксидантних еквівалентів – активність СОД, каталази, вміст небілкових тіолів в тканині; $П$ – сума показників стану прооксидантних факторів (вміст продуктів пероксидації білків і ліпідів)). Кожний показник визначають за формулою: $1 \pm (Mд - Mк) / Mк$, де 1 – характеристика показника в нормі; $Mд$ і $Mк$ – середньоарифметичні значення показників відповідно дослідної і контрольної серій. В нормі КАС становить 2,0. Рівень відхилення від норми розглядають як показник інтоксикаційної патології [16, 62]. Значення коефіцієнта в різних тканинах можуть відхилятися від стандартної величини в бік збільшення, чи зменшення, що свідчить про порушення гомеостатичної рівноваги в системі прооксидантно-антиоксидантний захист. Чим більшими є такі відхилення, тим небезпечнішою є дія токсикантів.

2. Гомеостаз крові.

Склад плазми крові, вміст формених елементів та структурно-функціональна цілісність гемоглобінової системи, як відомо, визначають функціональну і адаптивну здатність організму тварин [60, 61, 68]. Тому за цими показниками можна виявляти ступінь небезпечності токсикантів. Наприклад, при дії на коропів іонів плумбуму ($0,2 \text{ мг/дм}^3$) та нікелю ($0,02 \text{ мг/дм}^3$) окремо і у сумішах з аміаком збільшує на 30-50% вміст метгемоглобіну і дезоксигемоглобіну у крові риб [60]. Одночасно знижується рівень оксиформи гемоглобіну. Токсиканти підвищують чутливість гемоглобіну до денатуруючих агентів, а також знижують його спорідненість до кисню. Криві дисоціації оксигемоглобіну зміщуються вправо, криві лужної денатурації зміщуються вниз, зростає рівень амідних груп та ступінь глікування гемоглобіну і білків плазми крові [13, 14].

У молюсків *P. purpura* за дії іонів купруму та цинку в концентрації 2 ГДК загальний вміст гемоглобіну в гемолімфі зростає, проте зменшується його частка в одиниці об'єму гемолімфи у зв'язку з обводненням організму витушок [21]. За дії іонів металів у *P. purpura* посилюються утворення в 1,4–2,2 раза еозинофільних мікрогранулоцитів і базофільних гранулоцитів в 1,6–3,7 раза. Вплив важких металів на гемолімфу в цілому спряжений з двома ефектами: зростанням загальної кількості гемоглобіну (особливо за дії біогенних металів – купрум та цинк) та зменшенням при цьому його відносної кількості в одиниці об'єму гемолімфи. Однак, частина гемоглобіну при його високому валовому вмісті за дії іонів важких металів є функціонально неактивною у зв'язку з переходом у метгемоглобін. Тому зміни вмісту гемоглобіну і об'єму гемолімфи за дії важких металів відбуваються синхронно, а коли є їх розбалансованість в часі за певних концентрацій токсикантів (як правило значних), то виникає дезадаптація організму і розвиток патологічного процесу [21].

Отже, вміст гемоглобінів та їх функціональний стан, а також гомеостатичні показники крові також об'єктивно відображають пошкоджуючу дію важких металів.

3. Співвідношення спрямування і швидкості перетворень у метаболічних системах, наприклад, енергогенеруючих системах клітини.

Як показник індикативності використовують ступінь відхилення (деформації) граф-схеми у умовах інтоксикації порівняно з контрольним варіантом, що відображає глибину змін у спрямованості метаболічних перетворень в системі обміну речовин [11, 19, 26]. Наприклад, за протидії токсикантам має місце активація окислення енергетичних субстратів шляхом

гліколізу, пентозофосфатним шляхом та в циклі трикарбонових кислот з одночасним пригніченням глюконеогенезу порівняно з нормою, що свідчить про зміщення на 50-80% енергетичного обміну в бік катаболізму енергетичних субстратів та зниження інтенсивності їх відновлення шляхом синтезу *de novo*.

4. Підтримання рівня(вмісту) окремих ключових (регуляторних) метаболітів.

Зважаючи на метаболічну цілісність процесу детоксикації та адаптації до токсикантів, можна виокремити речовини, що об'єднують метаболічні системи в єдине ціле (систему метаболізму), або знаходяться на перехресті метаболічних шляхів і таким чином швидкістю синтезу або перетворення регулюють спрямованість і швидкість обміну речовин в цілому [8, 56, 68]. Певною мірою такі метаболіти виконують функцію підтримання метаболічного гомеостазу, а якщо включені в систему протонного транспорту, то і кислотно-основного гомеостазу. Метаболізм таких речовин відіграє роль регуляторного чинника і є лімітуючим за пригнічення процесу. В ряді випадків такі речовини є мішенями токсикантів. В цьому випадку вміст або швидкість перетворення метаболіту може бути об'єктивним показником токсикорезистентності.

Система глутамат-глутамінового обміну. Нами в модельній системі за інтоксикації організму тварин аміаком виявлена центральна (гомеостатична) роль глутаміну [11, 15, 26]. В основі більшості змін, викликаних аміаком, лежить зниження його виведення із організму в умовах підвищення рівня у водному середовищі, нагромадження у внутрішніх органах, а також зниження киснезабезпечення тканин та порушення іонного складу крові і обміну іонів у зябрах риб. Перше викликає зміну кислотно-основної рівноваги у крові і, очевидно, у м'язах, де активується гліколітичний шлях окиснення. Вказані зміни значною мірою зумовлюють зрушення у функціонуванні систем енергоутворення та викликають перерозподіл енергетичних і пластичних ресурсів організму. Виявлено розщеплення білків лізосомальними протеїназами та збільшення вмісту вільних амінокислот при збереженні загального вмісту білків сталим. Останнє свідчить скоріше не про їх використання у енергетичних процесах шляхом окиснення амінокислот, а про глибокі перебудови білкового складу клітин, що полягають у синтезі адаптивних білків та активуванні процесів амінування. При цьому деякі амінокислоти можуть виконувати специфічні функції, наприклад, виступати джерелом пірвіноградної кислоти у м'язах, брати участь у детоксикації аміаку (глутамат, аспартат, аланін), виконувати нейромедіаторну функцію (глутамат у мозку). Значною мірою вказані зміни можна віднести і щодо ліпідів, роль яких в енергозабезпеченні організму за умов інгібування циклу трикарбонових кислот при дії аміаку також знижується. Зростання вмісту вищих жирних кислот в крові риб є як свідченням розвитку в їх організмі стійкого стрес-синдрому, так і можливості їх участі у біосинтезі глюкози шляхом глюконеогенезу та утворенні кетонів тіл як додаткового субстрату окиснення у тканинах, які відчують нестачу енергетичного забезпечення.

Аналіз співвідношення активності систем енергопродукування свідчить про зростання їх ролі у підтриманні метаболічного та кислотно-основного гомеостазу, функції, що знижує їх роль у синтезі АТФ, вміст якого за дії аміаку значно знижується. Роль вуглеводного обміну полягає, насамперед, у продукуванні лактату для підтримання рН в умовах залуження внутрішньоклітинного середовища аміаком, ресинтезі глюкози шляхом глюконеогенезу для підтримання її гомеостатичного рівня при інтенсивному використанні глікогену для енергозабезпечення, активуванні пентозофосфатного шунту для підвищення синтезу відновлених форм нікотинамідних коферментів. При цьому відбувається інгібування циклу трикарбонових кислот внаслідок зниження киснезабезпечення тканин та вилучення з пулу його інтермедіатів ацетил-КоА для синтезу у печінці кетонів тіл і 2-оксоглутарату, який використовується для детоксикації аміаку у НАДФН-глутаматдегідрогеназній реакції. Можна відмітити також, що інтенсивне утворення пірувату у м'язах сприяє включенню амінокислотного (глутаматного) аміаку в аланін, чим досягається утворення 2-оксоглутарату для детоксикації аміаку та його вилучення у вигляді аланіну у печінку. Аналогічне явище, очевидно, має місце і в мозку, що приводить до зниження ролі трикарбонового циклу у його енергозабезпеченні. У мозку до цього долучається функціонування різновидності цикл

трикарбонових кислот – гама-амінобутиратного шунту. Встановлено, що аміак інгібує його енергетичну гілку, активуючи одночасно з цим утворення нейромедіаторів – ГАМК та ГОМК, що беруть участь у регуляції толерантності ЦНС до аміаку в умовах інгібування ацетилхолінестеразного механізму нейропередачі [29]. Енергетичне забезпечення в таких умовах здійснюється за рахунок адаптивних механізмів, як наприклад, синтезу в печінці та використання у інших органах, найперше у мозку, кетонових тіл [18]. Зазначені особливості енергетичного метаболізму з одного боку є наслідком низки змін, викликаних дією аміаку, а з іншого – виступають причиною специфічної перебудови інших ланок обміну речовин в організмі.

За дії іонів металів енергообмін, насамперед, тісно пов'язаний і забезпечує функціонування адаптивних систем знешкодження аміаку шляхом його зв'язування у глутамат та глутамін. З одного боку роль енергосистем полягає у постачанні для цього субстрату для НАДФН-глутаматдегідрогеназної реакції 2-оксоглутарату та НАДФН+H⁺, а з іншого – у енергозабезпеченні АТР-залежної глутамінсинтезної реакції. Слід зазначити, що синтез глутаміну є центральною ланкою у системі знешкодження аміаку за підвищення його рівнів у водному середовищі та їх організмі. Провідна роль глутаміну, очевидно, зумовлена тим, що молекула даної амінокислоти на відміну від багатьох інших амінокислот є нейтральною, володіє низькою хімічною активністю (глутамін не здійснює прямої модифікуючої дії щодо макромолекул та структурно-функційних систем клітин), а також легко, без витрат енергії шляхом дифузії проникає через мембрани клітин, забезпечуючи рівномірний розподіл азоту в організмі. Зазначені особливості сприяють тому, що глутамін пріоритетно транспортується у органи виділення, де його рівень завжди нижчий, ніж у внутрішніх органах, та розщеплюється з видаленням аміаку у зовнішнє середовище. Оскільки аміак виділяється шляхом обміну з іонами кальцію, калію та натрію, швидкість надходження та розщеплення глутаміну може регулювати процеси іонного обміну між організмом і середовищем. Значне зниження виділення аміаку через зміну іонного обміну та пригнічення мембранних АТР-аз є однією з причин порушення азотового гомеостазу у організмі за підвищення його рівнів.

Крім того, слід відзначити суттєву роль глутаміну як форми заощадження азоту у організмі, який може використовуватися у біосинтетичних процесах, включно для синтезу адаптивних білків за екстремальних станів. Нагромадження глутаміну як запасної форми азоту виправдане відсутністю в нього токсичності при зростанні концентрації. Пріоритетним шляхом асиміляції екзогенного азоту є функціонування системи реакцій синтезу та переамінування глутаміну у кишечнику. За підвищення рівня аміаку до 0,10 мг/дм³ вказані процеси пригнічуються і зв'язування аміаку у глутамін виконує захисну детоксикуючу функцію. Отже, через синтез–розпад глутаміну під впливом факторів середовища у організмі регулюється спрямованість азотового обміну та потоки метаболітів в окремих органах.

Недавно було показано, що енергетичні системи клітин зелених (*Desmodesmus communis* (Hegew.) Hegew. IBASU-A 371 (= *Scenedesmus quadricauda* (Turp.) Bréb.), синьозелених (*Anabaena cylindrica* Lemm. HPDP-1) та діатомових (*Navicula atomus* (Näg.) Grun. ACKU 12-02) водоростей за дії іонів цинку генерують необхідну для забезпечення адаптивних процесів кількість енергії, що здійснюється шляхом активування НАДН- та НАДФН-глутаматдегідрогеназ, які залучаються до функціональних змін амінокислот як енергетичних субстратів. При цьому має місце активація глутамінсинтези, яка ефективно зв'язує аміак, за рахунок чого підтримується гомеостаз рослинного організму. Фітотоксичність іонів плумбуму значною мірою пов'язана з зниженням активності ферментних систем енергетичного та азотного обміну у клітинах водоростей як за рахунок безпосередньої дії на ферменти, так і внаслідок опосередкованого впливу на синтез АТФ і забезпечення енергією АТФ-залежних ферментів зв'язування аміаку.

Отримані на різних представниках та за різних впливів дані дозволяють пропонувати вміст глутаміну, а особливо співвідношення швидкостей його утворення та розпаду, як показник метаболічної ефективності організму.

Система підтримання гомеостазу аміаку у мозку тварин. Вона є іншим прикладом метаболічної регуляції рівня аміаку в мозку [11, 29, 69]. У підтриманні метаболічного та кислотно-основного гомеостазу, а також у формуванні адаптивного статусу нервової системи

тварин значна роль належить глютаміновій кислоті та глютаміну. З одного боку їх обмін знаходиться в центрі взаємодії перетворень амінокислот та вуглеводів, з іншого – перетворення в системі глютамат-глютамін тісно пов'язане з утворенням та зв'язуванням аміаку, що має виключне значення у визначенні функціональної активності нервової системи [42]. Крім того, глютамат є одним з основних нейромедіаторів, а його дезамінування вважається провідним фізіолого-біохімічним механізмом забезпечення нейромедіаторних функцій в мозку [51]. Включення цих амінокислот в пластичні (синтетичні) процеси, енергетичний обмін чи орієнтація на формування пулу нейромедіаторів залежить від конкретних умов протікання і спрямованості реакцій у нервових клітинах. Останні у екзотермів суттєво залежать від екологічних факторів. Згідно з В. І. Лук'яненком [37] розвиток аміакової інтоксикації в мозку риби є спряженим ефектом будь-якого несприятливого впливу середовища.

Вивчення функціонування досліджуваної системи у сезонному аспекті дало можливість встановити [11, 29, 69], що екстремальні фактори приводять до розвитку у мозку риби стану стійкої інтоксикації аміаком, що характеризується підвищенням його рівня до 3-6 мкмоль/г тканини проти норми, прийнятої для риби 1,0–2,5 мкмоль/г тканини [54]. Максимальний вміст глютамінової кислоти в мозку коропа виявлено у червні – період активного живлення риби [29]. Зниження вмісту глютамату розпочинається у вересні. Підтвердженням висновку про посилення катаболізму амінокислот є одночасне з зниженням концентрації глютамату зростання вмісту аміаку. В цьому випадку можлива переорієнтація потоку глютамату з окиснювального шляху на детоксикацію аміаку. У зимові місяці спостерігається збільшення вмісту глютамінової кислоти. Причиною цього є інтенсивне амінування 2-оксоглутарату з метою знешкодження високотоксичного, швидко утворюваного в цей період за рахунок катаболізму амінокислот, аміаку. Відомо, що найбільш важким для виживання риби є квітень – період виходу з зимівлі. Вміст аміаку на фоні виснаження становить $6,79 \pm 0,85$ мкмоль/г тканини, що у 2 рази вище, ніж у зимові місяці. Глютамінова кислота в цей період використовується і в детоксикації аміаку, і в синтетичних процесах, спрямованих на біосинтез адаптивних білків. Ймовірна також її участь в утворенні нейромедіатора – гама-аміномасляної кислоти, яка при значному нагромадженні такого токсиканту як аміак, запускає функціонування гальмівних фізіологічних механізмів. Підтвердженням наведених висновків є динаміка аміаку та глютаміну в мозку риби з лютого до квітня. Зменшення концентрації глютамату в квітні супроводжується зростанням їх вмісту в мозку риби. Одержані дані корелюють також з зниженням в квітні вмісту 2-оксоглутарату.

Аналіз активності ферментів, які забезпечують взаємоперетворення досліджуваних субстратів, вказує на інтенсивне амідування глютамінової кислоти в нервовій тканині саме у період інтенсивного утворення у тканинах риби аміаку.

Отже, аналіз сезонних змін основних показників обміну у глютамат-глютаміновій системі засвідчує зростання у процесі зимівлі риби в їх мозку аміаку, глютаміназної та НАДН+Н⁺-глютаматдегідрогеназної активностей, зниження активності глютамінсинтетази та вмісту глютамату і витримувannya протягом всього періоду зимівлі рівномірно підвищених рівнів глютаміну. Це дає можливість констатувати багатofункціональність вказаних сполук, серед яких пріоритетними є детоксикація аміаку шляхом зв'язування, переважно у глютамат та частково у глютамін, участь глютамату у енергетичному забезпеченні мозку та, ймовірно, використання для синтезу нейромедіатора – ГАМК. Тому рівень глютамату та глютаміну в мозку, а також швидкість їх утворення можна вважати показником благополуччя функціонального стану нервової системи тварин [8, 29].

5. Система обміну ліпідів.

Щодо головного мозку, то ще однією визначальною метаболічною системою забезпечення його фізіолого-біохімічного гомеостазу є стан обміну ліпідів. Вважають, що адаптація мозку до стресового навантаження має два рівні: перший пов'язаний з метаболічними змінами, які посилюють функціональну активність нервових клітин (наприклад, глютамат-глютамінова система); другий рівень потребує збільшення числа клітин, що функціонують, тобто проліферації. Ці принципові моменти формування адаптивної відповіді

значною мірою стосуються метаболізму ліпідів. Останнім належить провідна роль у забезпечення метаболічного гомеостазу мозку риб шляхом функціонування гемато-енцефалічного бар'єру [36, 42, 51].

Нами досліджено компенсаторно-адаптивну відповідь організму на дію токсичних рівнів важких металів. Надходження іонів металів в головний мозок риб спряжено з структурними змінами в мембранах, функціонування іонних каналів мембран, що, як відомо, визначаються формоутворюючим мікрооточенням, насамперед ліпідними компонентами мембран, які є мішенню клітин за дії токсикантів. Тому, низка наших досліджень пов'язана із вивченням вмісту ліпідних компонентів, їх трансформаційних змін, які відображаються у зміні співвідношення окремих фракцій ліпідів [39–41]. Виявлено збільшення вмісту загальних ліпідів в мозку за інтоксикації іонами плюмбуму та іонами цинку – при 5 ГДК а також вірогідне зменшення їх кількості при дії іонів мангану, купруму і цинку в концентрації 2 ГДК. Дані зміни призводять до ущільнення нейрональної мембрани, що забезпечує її непроникність для цього токсиканту. Зменшення маси загальних ліпідів при 2 ГДК засвідчує забезпечення енергетичної функції у умовах токсичної дії. Як з'ясувалося, збільшення маси загальних ліпідів при дії іонів плюмбуму, насамперед, пов'язане із збільшенням кількості фосфоліпідів у їх складі. Ці дані узгоджуються з відомостями про інтенсивність синтезу фосфоліпідів як своєрідного захисту клітин організму від проникнення через їх мембрану токсикантів. Вірогідне збільшення кількості фосфоліпідів спостерігається також при наявності у воді іонів купруму в концентрації, що відповідає 2 ГДК.

Вивчення змін у вмісті загальної концентрації фосфоліпідів в головному мозку риб в умовах токсичного стресу показало, що при дії іонів плюмбуму, купруму та мангану зменшується вміст фосфатидилхоліну. Фосфотидилхолін є найбільш насиченим фосфоліпідом мозку риб, тому, відповідно, зменшення його загальної кількості призводить до збільшення індекса ненасиченості ліпідів нейрональних мембран. Важливою адаптивною властивістю метаболізму здатність до зміни жирнокислотного складу ліпідів. За дії іонів плюмбуму зростання рівня ненасиченості жирнокислотного складу при 2 ГДК відбувається за рахунок збільшення відносного вмісту C_{22} -поліненасичених жирних кислот, а при 5 ГДК – жирних кислот C_{18} -поліненасиченого ряду. Такі десатураційні процеси розглядаються як „миттєва” адаптація, яка дозволяє клітинам забезпечити зростання рівня плинності мембран при екстремальних впливах навколишнього середовища. За дії іонів купруму при 2 і 5 ГДК виявлено збільшення відносного вмісту лінолевої кислоти, зменшення вмісту ейкозатриєнової, арахідонової, ейкозапентаєнової, докозатриєнової і докозагексаєнової кислот. Дані зміни спонукають до зменшення інтенсивності синтезу поліненасичених жирних кислот, попередником яких є ліолева кислота. Іони цинку при 5 ГДК спричиняють збільшення рівня лінолевої та ліоленової жирних кислот відносно контролю. Поряд з цим, рівень жирних кислот C_{20} - та C_{22} - рядів вірогідно зменшується.

Отже, загалом в результаті нашого дослідження встановлено, що вплив іонів важких металів на організм коропа спричиняє структурно-функціональні зміни ліпідів в мозку риб, спрямовані на зниження проникності іонів металів у нервові клітини, зміну метаболізму ліпідів у напрямку їх використання як енергетичних субстратів, створення пулу окремих типів фосфоліпідів та жирних кислот, що беруть участь у формуванні енцефалічного бар'єру захисту від фізико-біохімічної дії солей важких металів.

Недавно встановлено, що за дії іонів плюмбуму та цинку у концентраціях 2 та 5 ГДК на водорість *Chlorella vulgaris* Beijer. та вищі водні рослини *Elodea canadensis* Michx і *Lemna minor* L. поряд з структурними перебудовами мембран їхніх клітин у їх складі підвищується вміст основних класів ліпідів [27, 28]. Загальною закономірністю є зростання вмісту триацилгліцеролів та фосфоліпідів. Рівень диацилгліцеролів і неетерифікованих жирних кислот зростає незначно. Максимальні зміни ліпідного складу мембран виявлені за дії металів на рівні 5 ГДК протягом 7 діб. На початку токсичного впливу перебудови, пов'язані з ліпідами, можна розглядати як первинну відповідь мембран на стрес, а пізніше вони є учасниками адаптивної перебудови мембран.

Зазначені зміни, особливо в царині обміну фосфоліпідів та вищих жирних кислот, можна розглядати як інтегральну відповідь клітин.

6. Система білкового гомеостазу крові.

Ще одним інтегральним показником гомеостатичної рівноваги в організмі тварин за інтоксикацій є фракційний склад білків крові.

Дослідження динаміки змін білків сироватки крові коропа при інтоксикації іонами важких металів показали, що білкова система крові є дуже чутливою до змін іонного складу водного середовища [58, 59]. Встановлено високу чутливість білкової системи сироватки крові риб до підвищеного вмісту іонів важких металів у воді, яка проявляється у збільшенні сумарного вмісту білків та зростанні білкового коефіцієнту за дії всіх металів. На рівні фракційного складу білків сироватки крові відмічено зростання вмісту альбумінів та γ -глобулінів при їх рівні 5 ГДК металів. Відмічена тенденція до збільшення вмісту білків фракцій α_1 - та β -глобулінів при 2 ГДК металів у воді. Вміст білків у фракції α_2 -глобулінів, як правило, знижується. Вплив підвищених концентрацій досліджених металів приводить до зростання кількості α -ліпопротеїдів в сироватці крові коропа та до зниження вмісту β -ліпопротеїдів, що свідчить про перебудову за інтоксикації механізмів гомеостатичної регуляції рівня ліпідів в крові риб та використання їх в адаптивних процесах.

А. Кирсипуу [22] зазначав можливість хибних суджень у оцінці ролі білків у адаптаціях риб на основі лише абсолютного вмісту білків окремих фракцій, оскільки важко визначити загальний вміст білків крові у цілому організмі риб через те, що об'єм крові постійно змінюється. Тому доцільно порівняти фракційний розподіл білків сироватки крові, виражений як частка від загальної кількості білків контрольної групи із їх відносним розподілом, поданий у відсотках до загальної кількості білків кожної конкретної дослідної групи [58, 59]. Застосування порівняння вмісту білків певної фракції сироватки крові дослідних риб із сумарним вмістом білків у сироватці крові риб контрольної групи дає дані, що підкреслюють участь білків сироватки крові риб у захисних процесах при інтоксикації важкими металами.

Для діагностики стану організму широко застосовується такий показник як альбумін-глобуліновий коефіцієнт (А/Г). При токсичній дії білковий коефіцієнт збільшується. Найвищим він є за дії купруму, а найменше відхилення від контролю викликає дія мангану [58, 59]. На основі одержаних даних експериментальних досліджень та їх науково-теоретичної і практичної інтерпретації рекомендуємо низку виявлених ефектів як біоіндикаторні показники оцінки інтоксикацій гідробіонтів та якості води [30, 58, 59].

Отже, результати проведених досліджень доводять існування адаптивних перебудов метаболізму білків у організмі риб за інтоксикації іонами важких металів у воді різної концентрації. Наведені факти свідчать про те, що для оцінки відповіді білкової системи сироватки крові на інтоксикацію іонами важких металів слід застосовувати інтегральний підхід із врахуванням можливих факторів змін фракційного складу білків.

Зміни в біологічних системах, що викликають токсиканти, виявляються в: порушеннях метаболізму в клітинах (генетична або модифікаційна детермінація); структурних пошкодженнях молекул і мультимолекулярних утворень, які приводять до незворотніх функціональних змін і збільшення кількості неповноцінних молекулярних і надмолекулярних новоутворень; недостатньому постачанні клітин енергетичними і відновними еквівалентами і попередниками біосинтезу; порушенні систем, що регулюють швидкість і спрямованість метаболічних процесів; порушенні взаємодії макромолекул, клітин, тканин і органів, збільшенні кількості випадкових і нерегульованих взаємодій; порушенні фізіологічних функцій органів і систем, насамперед гомеостазу і енантіостазу (постійність стану, підтримка рівня функцій).

В цілому фізіолого-біохімічну активність, яка визначає бар'єрну і детоксикаційну функції клітин, забезпечують субстратний баланс, спрямованість і швидкість метаболічних перетворень, регульованих станом субстрат-енергетичного балансу. Здійснює цей процес комплексна, цілісна структурно-функціональна система гепато- і гемато-енцефалічного бар'єрів.

Відмічені підходи дозволяють оцінювати токсичне ураження не за одним індикативним показником, а на основі урахування системних порушень.

Висновки

Отже, поглинання, локалізація і біологічна дія металів в організмах залежить від їхніх анатомічних, фізіологічних і біохімічних властивостей і фізико-хімічних характеристик іонів. У цій фізіологічній моделі проникнення речовин визначається мембранним транспортом, а транспортування і накопичення речовин – потоком та обміном токсиканту у транспортних системах клітин і тканин. Біологічні ефекти важких металів визначаються як їх накопиченням та взаємодією з окремими структурно-функціональними компонентами клітин, так і впливом через них на функціонування інтегральних метаболічних систем, які визначають як метаболічний, так і кислотно-основний гомеостаз. При описанні наслідків токсичного впливу на організми в останні роки традиційні токсикологічні характеристики також доповнюють закономірностями токсикодинаміки, оскільки з одного боку в даний час сформувалася стійка екотоксикологічна ситуація, що комплексно впливає на всі компоненти екосистем, а отже, на загальні закономірності їх функціонування, а з іншого – фактори середовища модифікують їх взаємодію з організмом в цілому та його окремими складовими [116]. Разом з тим, в межах екосистеми хімічні речовини діють на конкретні організми різних видів, які мають до них різну чутливість, а тому, володіючи різними функціями, а отже і функціональною вагомістю в екосистемі, у зв'язку з чим пошкодження токсикантами їх популяцій по-різному відбивається на стані благополуччя екосистем [92]. Тому екотоксикологічні питання вимагають міждисциплінарних підходів, що потребують багатоаспектних досліджень на багатьох формах (видах) в різних ситуаціях їх існування.

1. *Арсан В. О.* Енергозабезпечення організму коропа при адаптації до змін іонів важких металів у водному середовищі : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. біол. наук. Спец. "Гідробіологія" / В. О. Арсан. – Київ, 2004. – 20 с.
2. *Арсан О. М.* Состояние и перспективы развития водной экотоксикологии / О. М. Арсан // Гидробиологический журнал – 2007. – Т. 43, № 6. – С. 50–64.
3. *Боднар О. І.* Адаптивні властивості водоростей за дії іонів металів : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. біол. наук. Спец. "Гідробіологія" / О. І. Боднар. – Київ, 2009. – 20 с.
4. *Боднар О. І.* Дыхательная активность зеленой водоросли *Desmodesmus communis* (Hegew.) при действии ионов цинка / О. И. Боднар, П. Д. Клоченко, В. В. Грубинко // Гидробиологический журнал. – 2007. – Т. 46, № 6. – С. 42–49.
5. *Болдырев А. А.* Биологические мембраны и транспорт ионов / А. А. Болдырев // Изд-во Московск. у-та. – М., 1985. – 207 с.
6. *Василенко О. В.* Вплив фульвокислот на енергетичний, азотний та фосфорний обмін у зелених водоростей / О. В. Василенко, Ю. В. Синюк // Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту ім. В. Гнатюка. Сер. Біологія. – 2008. – № 3 (37). – С. 24–29.
7. *Воробець Н. М.* Ендогенні механізми формування стійкості рослин до дії свинцю за участю аскорбат-глутатіонової системи : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня докт. біол. наук. Спец. "Біохімія" / Н. М. Воробець. – Чернівці, 2004. – 35 с.
8. *Гандзюра В. П.* Концепція шкодочинності в екології / В. П. Гандзюра, В. В. Грубінко. – Київ-Тернопіль : Вид-во ТНПУ ім. В. Гнатюка, 2008. – 144 с.
9. *Горбатюк Л. О.* Функционирование водных растений в условиях токсичного влияния пестицидов на водные экосистемы (обзор) / Л. О. Горбатюк, О. М. Арсан // Гидробиологический журнал. – 2007. – Т. 43, № 5. – С. 78–92.
10. *Грубінко В. В.* Роль глутаміна в обеспечении азотистого гомеостаза у рыб / В. В. Грубінко. // Гидробиологический журнал. – 1991. – Т. 27, № 4. – С. 46–56.
11. *Грубінко В. В.* Адаптивні реакції риб до аміаку водного середовища : автореф. дис. на здобуття наукового ступеня докт. біол. наук. Спец. "Гідробіологія" і "Біохімія" / В. В. Грубінко. – Київ, 1995. – 37 с.
12. *Грубінко В. В.* Роль глюкозо-аланинового цикла в обеспечении аммонийного гомеостаза у рыб в экстремальных условиях / В. В. Грубінко, А. А. Жиденко, А. Ф. Явоненко // Экологическая физиология и биохим. рыб. – Петрозаводск : Изд-во Кар. научн. центра РАН, 1992. – Т. 1. – С. 76–78.
13. *Грубінко В. В.* Гемоглобин рыб при действии аммиака и солей тяжелых металлов / В. В. Грубінко, А. С. Смольский, О. М. Арсан // Гидробиологический журнал. – 1995. – Т. 31, № 3. – С. 82–88.

14. Грубінко В. В. Зміни морфо-функціональних характеристик крові корошових риб за інтоксикації аміаком / В. В. Грубінко, О. С. Смольський, О. Ф. Явоненко // Фізіологічний журнал. – 1996. – Т. 42, № 1-2. – С. 40–46.
15. Грубінко В. В. Спосіб оцінки токсичного забруднення водного середовища аміаком / В. В. Грубінко, І. М. Коновець, О. М. Арсан [і ін.]. – Патент України. № 94043414. Ріш. від. 17.03.1998.
16. Грубінко В. В. Перекисное окисление липидов и антиоксидантная защита у рыб(обзор) / В. В. Грубінко, Ю. В. Леус // Гидробиологический журнал. – 2001. – Т. 37, № 1. – С. 64–78.
17. Диксон М. Ферменты / М. Диксон, Э. Уэбб. – М.: Мир, 1982. – Т. 3. – 1120 с.
18. Жиденко А. О. Особливості метаболізму енергетичних компонентів у зимуючої молоді коропа і роль адаптивних механізмів в їх виживанні : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня. канд. біол. наук. Спец. "Біохімія" / А. О. Жиденко. – Київ, 1990. – 20 с.
19. Жиденко А. О. Морфологічні адаптації різновікових груп *Cyprinus carpio* L. за несприятливої дії екологічних факторів : автореф. дис. на здобуття наукового ступеня доктора біол. наук. Спец. "Екологія" / А. О. Жиденко. – Одеса, 2010. – 41 с.
20. Иванова Р. П. Оценка действия токсикантов по дыхательной функции гидробионтов различных систематических групп / Р. П. Иванова // Вторая Всес. конф. по рыбохоз. токсикол. Ноябрь, 1991 г. С.-Петербург: Тез. докл. – С.-Петербург, 1991. – Т.1. – С. 229–230.
21. Киричук Г. Є. Фізіолого-біохімічні механізми адаптації прісноводних молюсків до змін біотичних та абіотичних чинників водного середовища : автореф. дис. на здобуття наукового ступеня доктора біол. наук. Спец. "Гідробіологія" / Г. Є. Киричук. – Київ, 2011. – 42 с.
22. Кирсипуу А. О белковых фракциях сыворотки крови : автореф. дисс. на соиск. ученой степени канд. биол. наук. Спец. "Биохимия" / А. Кирсипуу. – Тарту, 1965. – 28 с.
23. Коваленко В. Ф. Экспресс-метод биотестирования токсичности сточных вод / В. Ф. Коваленко, Н. И. Коцарь / Методы исследования и использования гидросистем. Научно-метод. эколог. конф.: Тез. докл. – Рига, 1991. – С. 18–19.
24. Козловская В. И. Содержание коллагена позвоночника и активность ацетилхолинэстеразы мозга у плотвы Рыбинского водохранилища / В. И. Козловская, Д. Ф. Павлов, А. П. Селютин [и др.] // Физиол. аспекты токсикол. гидробионтов. – Ярославль : Ярославский гос. ун-т., 1989. – С. 14–30.
25. Коновалов Ю. Д. Связывание кадмия и ртути белками и низкомолекулярными тиоловыми соединениями рыб (обзор) / Ю. Д. Коновалов // Гидробиологический журнал. – 1993. – Т. 29, № 1. – С. 42–51.
26. Коновець І. М. Вплив температури водного середовища на детоксикацію аміаку у коропа за дії іонів свинцю : автореф. дис. на здобуття наукового ступеня канд. біол. наук. Спец. "Гідробіологія" і "Біохімія" / І. М. Коновець. – Київ, 1994. – 19 с.
27. Костюк К. В. Структурно-функціональні реакції клітин водних рослин на дію токсикантів : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. біол. наук. Спец. "Гідробіологія" / К. В. Костюк. – Київ, 2011. – 22 с.
28. Костюк К. В. Вплив іонів цинку, свинцю та дизельного палива на ліпідний склад мембран клітин водних рослин / К. В. Костюк, В. В. Грубінко // Вісник Львівського університету. Серія: Біологія. – 2010. – Вип. 54. – С. 257–264.
29. Кривопиша В. В. Вплив стрес-факторів водного середовища на адаптивні функції нервової системи коропа : автореф. дис. на здобуття наукового ступеня канд. біол. наук. Спец. "Гідробіологія" / В. В. Кривопиша. – Київ, 2001. – 21 с.
30. Курант В. З. Роль білкового обміну в адаптації риб до дії іонів важких металів : автореф. дис. на здобуття наукового ступеня доктора біол. наук. Спец. "Іхтіологія" / В. З. Курант. – Київ, 2003. – 43 с.
31. Курант В. З. Динаміка вмісту ліпопротеїдів сироватки крові коропа при дії іонів важких металів / В. З. Курант, Ю. В. Синюк, В. О. Арсан, В. В. Грубінко // Доповіді НАН України. – 2005. – № 2. – С. 150–152.
32. Куценко С. А. Основы токсикологии / С. А. Куценко. – С.-Пб., 2002. – 818 с.
33. Линник П. Н. Формы миграции металлов в пресных поверхностных водах / П. Н. Линник, В. И. Набиванец. – Л. : Гидрометеиздат, 1986. – 270 с.
34. Левина Э. Н. Общая токсикология металлов / Э. Н. Левина. – Л. : Медгиз (Ленинградское отделение), 1972. – 183 с.
35. Леус Ю. В. Прооксидантно–антиоксидантний статус організму карпа при действии ионов меди, марганца, свинца и цинка / Ю. В. Леус, В. В. Грубінко, В. О. Арсан // Доповіді НАН України. – 1998. – № 7. – С. 155–159.
36. Лукьяненко В. И. Общая ихтиотоксикология / В. И. Лукьяненко. – М. : Лёгкая и пищ. пром-сть, 1983. – 320 с.
37. Лукьяненко В. И. Экологические аспекты ихтиотоксикологии / В. И. Лукьяненко. – М. : Агропромиздат, 1987. – 239 с.

38. *Малыревская А. Я.* Обмен веществ у рыб в условиях антропогенного евтрофирования водоемов / А. Я. Малыревская. – Киев : Наукова думка, 1979. – 252 с.
39. *Маньора Г. Б.* Вплив іонів марганцю і міді на жирнокислотний склад ліпідів мозку рыб: сезонні особливості / Г. Б. Маньора, В. В. Грубінко // Біологія тварин. – 2003. – Т. 5, № 1-2. – С. 112–117.
40. *Маньора Г. Б.* Адаптивні перебудови жирнокислотного складу мозку рыб за умов дії свинцю / Г. Б. Маньора, В. В. Грубінко // Доповіді НАН України. — 2003. – № 11. – С. 167–170.
41. *Маньора Г. Б.* Динамика липидного состава мозга рыб при интоксикации ионами тяжелых металлов / Г. Б. Маньора, В. В. Грубінко // Гидробиологический журнал. – 2004. – Т. 40, № 5. – С. 49–56.
42. *Меерсон Ф. З.* Адаптация, стресс и профилактика / Ф. З. Меерсон. – М. : Наука, 1981. – 277 с.
43. *Мецлер Д.* Биохимия / Д. Мецлер. – М.: Мир, 1980. – Т.1. – 407 с.
44. *Микроэлементозы человека* / А. П. Авцын, А. А. Жаворонков, М. А. Риш, Л. С. Строчкова. – М. : Медицина., 1991. – 496 с.
45. *Мур Дж.* Тяжелые металлы в природных водах (контроль и оценка влияния) / Дж. Мур, С. Рамамурти. - М. : Мир, 1987. – 286 с.
46. *Немова Н. Н.* Влияние некоторых токсических факторов на лизосомальные протеиназы пресноводных рыб / Н. Н. Немова, В. С. Сидоров // Гидробиологический журнал. – 1990. – Т. 26, № 4. – С. 69–73.
47. *Ноздрюхина Л. Р.* Биологическая роль микроэлементов в организме животных и человека / Л. Р. Ноздрюхина. - М. : Наука, 1977. – 184 с.
48. *Оксенгендлер Г. И.* Яды и противоядия / Г. И. Оксенгендлер. – Л. : Наука, 1982. – 191 с.
49. *Пасічна О. О.* Газообмін та пігментна система макрофітів за дії іонів міді (II) і марганцю (II) водного середовища : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. біол. наук. Спец. “Гідробіологія” / О. О. Пасічна. – Київ, 2004. – 22 с.
50. *Патин С. А.* Микроэлементы в морских организмах и экосистемах / С. А. Патин, Н. П. Мороз. - М. : Легкая и пищевая промышленность, 1981. – 152 с.
51. *Розанов А. Я.* Ферментативные процессы и их коррекция при экстремальных состояниях / А. Я. Розанов, А. И. Трещинский, Ю. В. Хмельевский. – Київ : Наукова думка, 1985. – 208 с.
52. *Романенко В. Д.* Основы гидроэкологии / В. Д. Романенко. – Київ : Генеза, 2004. – 664 с.
53. *Романенко В. Д.* Механизмы температурной акклимации рыб / В. Д. Романенко, О. М. Арсан, В. Д. Соломатина. – Київ : Наукова думка, 1991. – 192 с.
54. *Руссо Р. К.* Токсичность аммиака и метаболизм у рыб / Р. К. Руссо, Д. Рендалл, Р. Турстон // Защита речных бассейнов, озер и эстуариев от загрязнения. – Л. : Гидрометеиздат, 1989. – С. 192–210.
55. *Сидорин Г. И.* Адаптация как основа защиты организма от вредного действия химических веществ / Г. И. Сидорин, Л. В. Луковникова, А. Д. Фролова // Росс. хим. журн.(Журн. Рос. об-ва им. Д. И. Менделеева). – 2004. – Т. 48, № 2. – С. 44–50.
56. *Сидоров В. С.* Использование интегрального биохимического индекса для оценки ПДК и биохимических изменений у рыб при токсических воздействиях / В. С. Сидоров, Н. Н. Немова, Р. У. Высоцкая // Совр. пробл. водн. токсикол. Всеросс. конф. с участием специал. из стран ближнего и дальнего зарубежья. 19-21 ноября 2002 г. Борок: Тез. докл. – Борок, 2002. – С. 121–122.
57. *Сімчук С. Р.* Особливості розподілу важких металів в печінці та крові тварин різних філогенетичних груп та вплив на нього іонів інших важких металів / С. Р. Сімчук, В. О. Хоменчук, В. В. Грубінко // Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту ім. В. Гнатюка. Сер. Біологія. – 2008. – № 4 (38). – С. 44–59.
58. *Синюк Ю. В.* Обмін амінокислот і фракційний склад білків у організмі коропа за дії іонів марганцю, цинку, міді та свинцю : автореф. дис. на здобуття наукового ступеня канд. біол. наук. Спец. “Біохімія” / Ю. В. Синюк. – Львів, 2003. – 20 с.
59. *Синюк Ю. В.* Влияние тяжелых металлов на качественный и количественный состав белков сыворотки крови карпа / Ю. В. Синюк, В. З. Курант, В. В. Грубинко // Гидробиологический журнал. – 2003. – Т. 39, № 3. – С. 56–64.
60. *Смольський О. С.* Структурно-функціональні адаптації крові коропа за дії екстремальних факторів довкілля : автореф. дис. на здобуття наукового ступеня канд. біол. наук. Спец. “Гідробіологія” / О. С. Смольський. – Київ, 1999. – 20 с.
61. *Сорвачев К. Ф.* Основы биохимии питания рыб / К. Ф. Сорвачев. – М. : Лёгк. и пищ. пром-сть, 1982. – 247 с.
62. *Столяр О. Б.* Роль металотіонеїнів в детоксикації йонів міді, цинку, марганцю та свинцю в організмі прісноводних рыб і молюсків : автореф. дис. на здобуття наукового ступеня доктора біол. наук. Спец. “Біохімія” / О. Б. Столяр. – Львів, 2004. – 40 с.
63. *Уильямс Д.* Металлы жизни / Д. Уильямс. – М. : Мир, 1975. – 236 с.
64. *Феник С. Й.* Металотіонеїни рослин / С. Й. Феник, В. Г. Солодушко, В. В. Грубінко // Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту ім. В. Гнатюка. Сер. Біологія. – 2002. – № 3(18). – С. 175–178.

65. *Физиология растительных организмов и роль металлов* / Под ред. Н. М. Чернавской. – М. : Изд-во МГУ, 1989. – 157 с.
66. *Фокина Н. Н.* Липидный состав мидий *Mytilus edulis* L. Белого моря : автореф. дис. на стиск. ученой степени канд. биол. Наук. Спец. "Биохимия" / Н. Н. Фокина. – Петрозаводск, 2007. – 26 с.
67. *Хоменчук В. О.* Біохімічні особливості проникнення і розподілу деяких важких металів в організмі коропа лускатого : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. біол. наук. Спец. "Біохімія" / В. О. Хоменчук. – Львів, 2003. – 19 с.
68. *Хочачка П.* Биохимическая адаптация / П. Хочачка, Дж. Сомеро. – М. : Мир, 1988. – 568 с.,
69. *Чайковська Г. Б.* Роль ліпідів в адаптації мозку риб до дії важких металів : автореф. дис. на здобуття наукового ступеня кандидата біол. наук. Спец. "Біохімія" / Г. Б. Чайковська. – Чернівці, 2005. – 21 с.
70. *Чайковська Г. Б.* Адаптивні реакції головного мозку коропа при дії іонів важких металів / Г. Б. Чайковська, В. В. Грубінко // Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту ім. В. Гнатюка. Сер. Біологія. – 2006. – № 2. – С. 103–107.
71. *Шабані М. М.* Механізми адаптації тварин різного віку до сірчаноокислої міді : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. біол. наук.: Спец. "Біохімія" / М. М. Шабані. – Харків, 1999. – 18 с.
72. *Шульман Г. Е.* Роль декозагексаеновой кислоты в адаптации рыб / Г. Е. Шульман, Т. В. Юнева // Гидробиологический журнал – 1990. – Т. 26, № 4. – С. 43–51.
73. *Яковенко Б. В.* Метаболізм гліцину в організмі коропа лускатого : автореф. дис. на здобуття наукового ступеня доктора біол. наук. Спец. "Біохімія" / Б. В. Яковенко. – Львів, 1993. – 37 с.
74. *Accumulation and elimination kinetics of di-, tri-, and tetra- chlorobiphenyls by goldfish after dietary and aqueous exposure* / W. A. Bruggeman, L. B. J. M. Martron, D. Kooijman, O. Hutzinger // Chemosphere – 1981. – Vol. 10. – P. 811–832.
75. *Approaches for integrated risk assessment* / W. R. J. Munns, R. Kroes, G. Veith [et al.] // Human Ecol. Risk Assess. – 2003. – Vol. 9. – P. 267–272.
76. *Barron M. G.* Temperature dependence of cardiac output and regional blood / M. G. Barron, B. D. Tarr, W. L. Hayton // J. Fish Biol. – 1987a. – Vol. 31. – P. 735–744.
77. *Bentley P. J.* A high-affinity zinc-binding plasma protein in channel catfish (*Ictalurus punctatus*) / P. J. Bentley // Comp. Biochem. Physiol. – 1991. – Vol. 100C. – P. 491–494.
78. *Bioavailability in Atlantic salmon (Salmo salar L.) from medicated feed* / S. O. Hustvedt, R. Salte, O. Kvendset, V. Vassvik // Aquaculture. – 1991. – Vol. 97. – P. 305–310.
79. *Bowen H. J. M.* Environmental chemistry of the elements / H. J. M. Bowen. – London : Academic Press, 1979. – 333 p.
80. *Bryan S. E.* Comparison of measured and modelled copper binding by natural. organic matter in freshwaters / S. E. Bryan, E. Tipping, J. Hamilton-Taylor // Comp. Biochem. Physiol. – 2002. – Vol. 133C. – P. 37–49.
81. *Campbell J. K.* Toxicity of zinc to pregnant sheep / J. K. Campbell, C. F. Mills // Environ. Res. – 1979. – № 1. – P. 20–29.
82. *Campbell P. G. C.* Interactions between trace metals and aquatic organisms: a critique of the free-ion activity model / P. G. C. Campbell // Metal. Speciation and Bioavailability/ Eds. Tessier A., Turner D. R. – New York : John Wiley & Sons, 1995. – P. 46–102.
83. *Carrol S. B.* From DNA to Diversity: Molecular Genetics and the Evolution of Animal. Design. 2nd/ Eds. Carrol S. B., Grenier J. K., Weatherbee S. D. – Malden : Blackwell Scientific, 2005. – 258 p.
84. *Clearwater S. J.* Bioavailability and toxicity of dietborne copper and zinc to fish (review) / S. J. Clearwater, A. M. Farag, J. S. Meyer // Compar. Biochem. Physiol. – 2002. – Vol. 132C, № 3. – P. 269–313.
85. *Cossins A. R.* Fish as models for environmental genomics / A. R. Cossins, D. L. Crawford // Nature Rev. Genet. – 2005. – Vol. 6. – P. 324–333.
86. *Crockett E. L.* Cholesterol levels explain inverse compensation of membrane order in brush border but not homeoviscous adaptation in basolateral membranes from the intestinal epithelia / E. L. Crockett, J. R. Hazel // J. Exp. Biol. – 1995. – Vol. 198. – P. 1105–1113.
87. *Cu-Cd interactions in earthworms maintained in laboratory microcosms: the examination of a putative copper paradox* / F. Maricoa, S. R. Starzenbaum, P. Kille, A. J. Morgana // Comp. Biochem. Physiol. – 1998. – Vol. 120C, № 2. – P. 217–225.
88. *Cunningham J. G.* Textbook of Veterinary Physiology / J. G. Cunningham. – Philadelphia : W. B. Saunders PA, 1997. – 720 p.
89. *De Graeve G. M.* Avoidance response of rainbow trout to phenol / G. M. De Graeve // Prog. Fish. cult. – 1982. – Vol. 44, № 2. – P. 82–87.
90. *De Smet H.* Cadmium binding to transferrin in the plasma of the common carp *Cyprinus carpio* / H. De Smet, R. Blust, L. Moens // Comp. Biochem. Physiol. – 2001. – Vol. 128C. – P. 45–53.
91. *Disilvestro R. A.* Physiological ligands for copper and zinc / R. A. Disilvestro, R. J. Cousins // Ann. Rev. Nutr. – 1983. – Vol. 3. – P. 261–288.

92. Ecotoxicology / Casarett and Doull's Toxicology: The Basic Science of Poisons / Kendall R. J. [et al.]. – New York : McGraw-Hill, 2001. – P. 1013–1045.
93. Eichenberger E. The interrelation between essentiality and toxicity of metals in the aquatic ecosystem / E. Eichenberger // Metal ions in biological systems. – New-York and Basel, 1982. – Vol. 20. – P. 67–100.
94. Gill microcirculation of the air-breathing climbing perch, *Anabas testudineus* (Bloch): relationships with the accessory respiratory organs and systemic circulation / K. R. Olson, J. S. D. Munshi, T. K. Ghosh, J. Ojha // Am. J. Anat. – 1986. – Vol. 176. – 305–320.
95. Guiney P. D. Distribution and elimination of a polychlorinated biphenyl after acute dietary exposure in yellow perch and rainbow trout / P. D. Guiney, R. E. Peterson // Arch. Environ. Contam. Toxicol. – 1980. – Vol. 9. – P. 667–674.
96. Hinton D. E. Toxic response of the liver / D. E. Hinton, H. Segner, T. Braunbeck // Target Organ Toxicity in Marine and Freshwater Teleosts. – New York : Taylor & Francis, 2001. – Vol. 1. – P. 224–268.
97. Hochachka P. W. Biochemical Adaptation : Mechanism and Process in Physiological Evolution / P.W. Hochachka, G. N. Somero. – New York-London : Oxford University Press US, 2002. – 466 p.
98. Kleinow K. M. Comparative pharmacokinetics and bioavailability of oxolinic acid in channel catfish (*Ictalurus punctatus*) and rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) / K. M. Kleinow, H. H. Jarboe, K. E. Shoemaker // Can. J. Fish. Aquat. Sci. – 1994. – Vol. 51. – P. 1205–1211.
99. Kleinow K. M. Response of the teleost gastrointestinal system to xenobiotics / K. M. Kleinow, M. O. James // Target Organ Toxicity in Marine and Freshwater Teleosts. – London, 2001. – Vol. 1. – P. 269–362.
100. Kunio Yagi. Lipid peroxides in biology and medicine / Kunio Yagi. – New-York : Academic Press, 1982. – 364 p.
101. Las bioconcentration : tissue distribution and effect of hardness – implications for processes / J. Tolls, M. Haller, W. Seinen, D. T. H. M. Sijm // Environ. Sci. Technol. – 2000. – Vol. 34. – P. 304–310.
102. Martin B. R. Bioinorganic chemistry of metal ion toxicity / B. R. Martin // Metal ions in biological systems. – New-York and Basel, 1988. – Vol. 20. – P. 21–65.
103. Medinsky M. A. Toxicokinetics / M. A. Medinsky, C. D. Klaassen // Casarett and Doull's Toxicology: The Basic Science of Poisons, 5th ed. / Ed. Klaassen C. D. – New York: McGraw-Hill, 1996. – P. 187–198.
104. Metcalf V. J. The Antarctic toothfish (*Dissostichus mawsoni*) lacks plasma albumin and utilizes high density lipoprotein as its major palmitate binding protein // V. J. Metcal, S. O. Brennan, P. M. George // Comp. Biochem. Physiol. – 1999. – Vol. 124B. – P. 147–155.
105. National Research Council. Bioavailability of Contaminants in Soils and Sediments: Processes, Tools, and Applications. – Washington, D.C. : National Academy of Sciences, 2003.
106. Newman M. C. Fundamentals of Ecotoxicology. 2nd ed. / M. C. Newman, M. A. Unger. – Boca Raton : CRC Press, FL, 2003.
107. Niimi A. J. Influence of molecular weight and molecular volume on dietary absorption efficiency of chemicals by fishes / A. J. Niimi, B. G. Oliver // Can. J. Fish. Aquat. Sci. – 1988. – Vol. 45. – P. 222–227.
108. Penry D. L. Applications of efficiency measurements in bioaccumulation studies: definitions, clarifications, and a critique of methods / D. L. Penry // Environ. Toxicol. Chem. – 1998. – Vol. 17. – P. 1633–1639.
109. Ruckesbusch Y. Physiology of Small and Large Animals / Y. Ruckesbusch, L. Phaneuf, R. Dunlop. – Philadelphia : Dekker PA, 1991. – 563 p.
110. Schulthess G. A unique feature of lipid dynamics in small intestinal brush border membrane / G. Schulthess, H. Hauser // Mol. Membr. Biol. – 1995. – Vol. 12. – P. 105–112.
111. Sirver M. A. Metal activation of DNA synthesis / M. A. Sirver, H. A. Loeb // Biochem. Biophys. Res. Commun. – 1976. – Vol. 70, № 3. – P. 812–817.
112. Smith D. S. Metal speciation in natural waters with emphasis on reduced sulfur groups as strong metal binding sites / D. S. Smith, R. A. Bell, J. R. Kramer // Comp. Biochem. Physiol. – 2002.. – Vol. 133C. – P. 65–74.
113. Steffensen J. F. The secondary vascular system / J. F. Steffensen, J. P. Lornholt // Fish Physiology. – San Diego : Academic Press, 1992. – Vol. 12. – P. 185–213.
114. The biotic ligand model : a historical overview / P. R. Paquin, J. W. Gorsuch [et al.] // Compar. Biochem. Physiol. – 2002a. – Vol. 133C. – P. 3–35.
115. The perchlorosoluble proteins of the serum of the rainbow trout (*Salmo gairdneri* Richardson) : albumin like and hemoglobin binding fraction / H. Perrier, C. Perrier, G. Peres, J. Gras // Comp. Biochem. Physiol. – 1977. – Vol. 57B. – P. 325–327.
116. Truhaut R. Ecotoxicology : objectives, principles and perspectives / R. Truhaut // Ecotox. Environ. Safety. – 1977. – Vol. 1. – P. 151–173.
117. Van Veld P. A. Absorption and metabolism of dietary xenobiotics by the intestine / P. A. Van Veld // Rev. Aquat. Sci. – 1990. – Vol. 2. – P. 185–203.

В.В. Грубинко

Тернопольский национальный педагогический университет им. Владимира Гнатюка, Украина

РОЛЬ МЕТАЛЛОВ В АДАПТАЦИИ ГИДРОБИОНТОВ : ЭВОЛЮЦИОННО-ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ

В статье, опираясь, в основном, на результаты собственных исследований, проанализирован вопрос о механизмах проникновения, накопления, органно-тканевом распределении тяжелых металлов и регуляция ими метаболизма, преимущественно у водных организмов. Показано токсичное и регуляторное действие ионов тяжелых металлов у гидробионтов в зависимости от их физико-химической природы, концентрации и длительности влияния.

Ключевые слова: тяжелые металлы, токсичность, регуляция, физиолого-биохимическая адаптация

V V. Grubinko

Volodimir Hnatiuk Ternopil national pedagogical university, Ukraine

A ROLE OF METALS IN ADAPTATION OF AQUATIC ORGANISMS : EVOLUTIONAL AND ECOLOGICAL ASPECTS

In the article, leaning mainly, on the results of own researches, a question is analysed about the mechanisms of penetration, accumulations, organ-tissue distribution and adjusting of metabolism, mainly at aquatic organisms, heavy metals. The toxic and regulator action of ions of heavy metals is shown in relation to aquatic organisms depending on their physical and chemical nature, concentration and duration of influence.

Keywords: heavy metals, toxicness, adjusting, physiological and biochemical adaptation

Рекомендує до друку

Надійшла 11.02.2011

В.З. Курант

УДК 57.045:574.64

В.З. КУРАНТ, В.О. ХОМЕНЧУК, В.Я. БИЯК

Тернопільський національний педагогічний університет ім. Володимира Гнатюка
вул. М. Кривоноса, 2, Тернопіль 46027, Україна

ШЛЯХИ ПРОНИКНЕННЯ ТА ВМІСТ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ В ОРГАНІЗМІ РИБ (ОГЛЯД)

Проаналізовано відомості про шляхи надходження та акумулювання важких металів у організмі риб. Показано залежність їх проникнення та накопичення від живлення, інтенсивності обміну речовин, властивостей іонів металів та органно-тканинної і субклітинної спорідненості до важких металів.

Ключові слова: важкі метали, акумулювання, проникнення, риби

Відомо, що токсичність водного середовища формується за рахунок надходження шкідливих речовин техногенного походження, нагромадження значних їх кількостей та порушення під впливом останніх природних геохімічних циклів колообігу речовин [12].

Серед найбільш поширених високотоксичних речовини у прісних водоймах одне з провідних місць займають важкі метали. Характерною особливістю їх іонів є те, що вони не руйнуються в природних умовах, а лише змінюють форму знаходження, поступово накопичуючись в різних компонентах екосистеми. У зв'язку з цим особливого значення набуває вивчення накопичення цих токсикантів гідробіонтами та вплив їх іонів на метаболізм у риб. Останні, як відомо, є вищими, часто кінцевими ланками трофічних ланцюгів у водних

екосистемах, і тому слід чекати значного накопичення в їх органах і тканинах іонів важких металів. Враховуючи те, що риби є досить поширеним харчовим продуктом, існує висока ймовірність попадання вказаних металів і в організм людини.

Виходячи з зазначеного варто зупинитися на характеристиці шляхів проникнення та акумулювання важких металів в тканинах риб, а також їх впливу на метаболічні процеси.

Поглинання речовин, згідно законів сорбції, залежить від фізико-хімічних умов середовища та поверхні адсорбента. Надзвичайна варіабельність складу, структури водних організмів та умов їх існування ставить під сумнів виявлення загальних рис сорбційних процесів. Однак, в найбільш загальному випадку такий показник як питома поверхня водних організмів, тобто відношення поверхні до одиниці маси чи об'єму, робить можливим порівняльний аналіз вивчення біологічної трансформації елементів. Якщо розмістити водні організми за зменшенням питомої поверхні то буде отримано такий ряд: бактерії – одноклітинні – ракоподібні – риби – ссавці [14]. Існує точка зору, що при ускладненні морфо-фізіологічної будови і збільшення розмірів гідробіонтів їх сорбційна здатність, віднесена до одиниці маси, знижується, а значення ланцюгів живлення в накопиченні речовин зростає [11]. Разом з тим сорбція залежить не лише від природи твердої фази, але і від властивостей сполук самого елемента. В цілому, для металів з збільшенням атомної маси зростають гідролітичні та адсорбційні процеси, збільшується схильність до гідролізу та накопичення в твердій фазі. При збільшенні порядкового номера елемента більшою мірою прослідковується зв'язок між ступенем акумулювання металу і розмірами гідро біонтів: з зменшенням питомої поверхні коефіцієнти накопичення будуть, як правило, знижуватися, і навпаки. Однак при дослідженні накопичення стронцію та цезію виявлено, що їх інтенсивність мало залежить від розмірів гідробіонтів. В цьому випадку ступінь розвитку поверхні не відіграє визначальної ролі в процесах проникнення. Цей висновок справедливий і для решти найбільш поширених металів перших двох груп [11]. Аналогічна ситуація спостерігається для рачків *Idotea metallica*, в яких прослідковується чітка обернена залежність між їх масою та коефіцієнтами накопичення заліза, марганцю і кобальту [8]. Отже, біосорбція як початковий етап біологічного концентрування металів визначається не лише складом і ступенем розвитку поверхневих оболонок і структур, але й низкою параметрів водного середовища та природи металу.

Оскільки, гідробіонти своєю зовнішньою частиною і такими важливими органами як зябра повністю занурені у воду, то дія розчинених речовин на мембранну проникність є показником початкового ступеня дії речовин. Крім токсикантів в природних водах присутні розчинні нетоксичні речовини, що можуть зменшувати або збільшувати токсичність інших речовин шляхом зміни мембранної проникності [19, 20].

Основна кількість іонів, які потрапляють до організму риб, проникає через зябра (до 70%), дещо менше через шкіру (до 20%), а решта – через органи травлення [33]. Разом з тим, акумуляція свинцю активніше проходила, коли метал надходив через кишково-шлунковий тракт [28]. Всмоктування свинцю в травному тракті деяких видів риб показало наявність високої швидкості цього процесу вже при концентрації $1,8 \cdot 10^{-4}$ – $1,8 \cdot 10^{-3}$ М [1]. Характер всмоктування при цьому мав лінійну залежність і був максимальним у середньому, найбільш активному в процесах перетравлення, відділі кишківника. У зв'язку з цим важкі метали особливо інтенсивно накопичуються бентосними рибами [15].

Вивчаючи транспорт речовин через біомембрани, було встановлено декілька механізмів подолання мембранного бар'єру. Найпростіший і не специфічний механізм переносу – дифузія. Таким шляхом клітина обмінюється з навколишнім середовищем киснем, діоксидом вуглецю, водою. Особливо легко проникають у цитоплазму гідрофобні молекули, що досить легко входять у фосфоліпідний матрикс мембрани. Механізм надходження металів є швидким і ефективним. Відомо, що співвідношення концентрацій металу в організмі і в зовнішньому середовищі (концентраційний фактор) становить 10^3 – 10^4 [20].

Механізм дифузії полярних гідрофільних груп через гідрофобний бар'єр бішару нининні пояснюють з позиції динамічної структури біомембран [9]. Фосфоліпіди організовані в мембранах у динамічні утворення – кластери, що відрізняються орієнтацією молекул і

щільнішою упаковкою. Кластери постійно розпадаються і знову утворюються, рухаючись у бішарі. Невеликі гідрофільні молекули можуть дифундувати через ці лабільні структури.

Швидкість дифузії різних молекул через мембрану визначається двома чинниками: різницею концентрацій речовин, що переносяться, по обидва боки мембрани та їх здатністю розчинятись у сполуках, що складають мембрану. При переміщенні іонів значний вплив на процес дифузії має різниця електричних потенціалів, що виникає при надлишковому накопиченні заряджених часток [9]. Разом з тим, у більшості досліджень з вивчення проникності іонів металів в організм риб зябровим шляхом автори базуються на припущенні, що транспорт металів у гідробіонтів здійснюється активним шляхом через іонні канали, бо висока здатність до гідратації обумовлює низьку проникну здатність через гідрофобні структури мембран. Про функціонування класичного механізму активного транспорту іонів у риб йдеться в дослідженнях [19, 20]. В літературі описано достатньо токсикокінетичних моделей, які меншою чи більшою мірою враховують можливі фактори, що можуть впливати на накопичення і виведення токсикантів організмом гідробіонтів [16, 24, 27, 35, 44].

У процесі проникнення важких металів в організм гідробіонтів можна виділити щонайменше два етапи. На першому проходить досить швидко (від декількох хвилин до декількох годин в залежності від систематичної приналежності гідробіонта) поглинання елемента з водного середовища в результаті сорбційних процесів чи іонообмінних або хімічних взаємодій з поверхневими структурами. Характер, швидкість та фізико-хімічні особливості першого етапу надходження важких металів вивчені недостатньо. Однак, у всіх випадках можна стверджувати, що він визначається ємністю поверхневих структур, тобто питомою поверхнею поглинання організму гідробіонта, кількістю та активністю хімічних груп, здатних зв'язувати метал. З насиченням цієї ємності процес накопичення починає лімітуватися іншими факторами, такими як проникнення металу через мембранні структури, обміном речовин в самому організмі, швидкістю екскреції та інші, які й обумовлюють другий етап. При певній концентрації металу в організмі, настає динамічна рівновага між надходженням та виведенням [12].

Окрім вищезазначених відмітимо фізіолого-біохімічні особливості. В першу чергу накопичуються метали, що беруть активну участь в метаболічних процесах. Активніше накопичуються метали, які здатні реагувати з білковими чи іншими групами організму, що легко і швидко засвоюються водними організмами з води чи їжею та включаються в метаболічні процеси. Наявність у воді хелатуючих агентів різко знижує інтенсивність накопичення металів. Так, при додаванні у воду ЕДТА спостерігається зменшення накопичення міді в зябрах, що пояснюється утворенням комплексу [32].

Біологічна активність металів часто корелює з їх здатністю до метилювання, яке проходить під впливом відновних процесів з участю бактерій [30]. Відмічено значне зростання інтенсивності накопичення метилртуті порівняно з її іонними формами, як при засвоєнні ртуті з води, так і з їжею [30]. Іншим прикладом залежності накопичення металів від форм знаходження в воді може бути різке зростання коефіцієнта трансформації кобальту в вигляді вітаміну В₁₂ порівняно з його мінеральними формами [6].

Відомо, що для водних тварин існують складні механізми регуляції вмісту важких металів. При цьому існують певні межі толерантності підтримання постійності концентрації металу в організмі, які можуть змінюватися в досить широких межах. Так для *Fundulus heteroclitus* накопичення кадмію при його концентрації в воді менше 100 мкг/л не відбувається, тобто здійснюється фізіологічна регуляція рівня металу [29].

Проведений вище аналіз процесів біологічної трансформації важких металів в організмі водяних тварин показує їх складність, багатогранність та мінливість, повний механізм яких потребує уточнень.

Щодо вмісту важких металів в організмі гідробіонтів, то добре відомою є органно-тканинна та субклітинна специфічність накопичення важких металів. Висока мінливість вмісту важких металів у гідробіонтів обумовлена гідрохімічними умовами, формами знаходження елементів в середовищі, умовами живлення, сезонними факторами, забрудненням, розмірами тварин, метаболічними потребами, умовами живлення, інтенсивністю обміну та рядом інших

факторів [10]. Для водних тварин відмічають досить високі коефіцієнти накопичення металів. Так, для молюсків він складає величини порядку 10^3 – 10^6 . Дещо менший коефіцієнт характерний для ракоподібних (може сягати величин до 10^4), що свідчить про досить високу толерантність цих тварин щодо металів [29]. В літературі описані випадки, коли устриці накопичували мідь до таких концентрацій, що їх м'ясо набувало характерного зеленуватого відтінку і неприємного металевого присмаку, але це не приводило до їх загибелі [43]. Для багатьох видів водних тварин відмічають сезонні особливості накопичення. Встановлено, що в тілі райдужної форелі вміст мікроелементів змінюється сезонно: взимку організм втрачає мікроелементи, а влітку отримує їх з оточуючого середовища [10]. Встановлено, що рівень Hg, Cd та Al змінюється також протягом коротших термінів. Їх максимальну кількість виявлено в липні. Серед причин авторами називаються як зовнішні чинники, так і особливості метаболізму [18].

Значною мірою інтенсивність накопичення важких металів може змінюватися в одних і тих самих видів в різних вікових групах [23, 36]. Встановлено кореляцію між концентраціями цинку і міді в печінці та довжиною кефалі [42].

Помітний вплив на вміст важких металів може здійснювати антропогенне забруднення. Наприклад, в місцях промислових та міських стоків часто відмічаються аномально високі рівні важких металів [21].

Цікавою є залежності накопичення важких металів від наявності та концентрації інших металів у водному середовищі. При цьому може мати місце посилення сорбційних процесів, чи їх послаблення. Так, при спільній дії міді та цинку на кларієвого сома *Clarias lozera* було відмічено, що акумуляція одного з них зменшується в присутності іншого [25]. Це пояснюється насамперед складними механізмами взаємодії трансмембранного проникнення важких металів. Для ряду інших металів може спостерігатись протилежна ситуація. Наприклад, встановлено позитивну кореляцію в парі залізо-марганець [12]. Це може трактуватися як їх спільною роллю в метаболічних процесах з одного боку, так і існуванням складних механізмів регуляції їх співвідношення з іншого. У *Cyprinus carpio* було виявлено, що кадмій збільшує вміст свинцю у всіх органах, а свинець зменшує концентрацію кадмію в печінці, нирках та скелеті, але збільшує в мозку. Тобто після проникнення важких металів в організм в комбінації проходить їх перерозподіл. При цьому, органи-мішені можуть бути різними [40].

Вміст та розподіл важких металів у промислових риб має низку закономірностей. Концентрація більшості мікроелементів зростає в ряді: океанічні < морські < напівпрохідні < прісноводні, що показує залежність рівня накопичення металів від катіонного та аніонного складу, а отже від іонної сили середовища [12].

Рівень металу в організмі значно залежить від способу життя та характеру живлення гідробіонтів. Так, найвищий вміст міді і цинку виявили у планктонних риб. У бентосних риб і хижаків вміст цих металів був удвічі меншим. Рівень кадмію та свинцю не залежить від способу живлення риб [34].

В дослідженнях М.Ю. Євтушенка та співавт. [4] показано, що порівняно з хижаками, активніше метали накопичують бентофаги, що пояснюється типом живлення. Ця особливість якісно відрізняє важкі метали від органічних токсикантів, для яких характерна тенденція накопичення в ланцюгу живлення [39].

Ця закономірність проявляється не для всіх металів. Так рівень ртуті в тунцях, акулах та інших великих хижих рибах, які замикають ланцюги живлення, іноді на порядок вищий, ніж у планктоноїдних риб [31, 37]. Вважають, що така закономірність не є наслідком забруднення, а є процесом незворотного акумулювання ртуті в харчовому ланцюзі [41]. Це підтверджується даними про метилювання і стійке фіксування ртуті шляхом її зв'язування з білками в органах і тканинах риб [38].

Якщо розглянути тканинний та органний розподіл важких металів в організмі гідробіонтів в цілому, то можна також виявити низку закономірностей. Для водних організмів характерне активніше акумулювання важких металів у органах та тканинах, які контактують із водним середовищем, органах, що беруть участь в зв'язуванні та виведенні більшості шкідливих речовин організму (печінка та нирки), а також в низці інших внутрішніх органах з

високим рівнем метаболізму. Рядом авторів показано, що досить активно важкі метали акумулюються в гонадах, що пояснюється активним накопиченням в них білкових та ліпідних резервів, в той час як процеси екскреції в них сповільнені [3, 4]. Найзначніше накопичення важких металів, як правило, відбувається в поверхневих тканинах. Наприклад, найвищий вміст свинцю виявлено в плавцях, лусці та шкірі риб [2]. Серед риб короп відзначається як найінтенсивніший накопичувач [5]. Високий рівень металів відмічено в поверхневому слизі, що вкриває тіло риб [29].

При вивченні розподілу свинцю та кадмію в організмі дзеркального коропа було відмічено, що 21-32% введеного кадмію міститься в печінці, 11-16 % в нирках, 0,08-0,12% в мозку. Найбільший вміст свинцю виявлено в кістках, 1,1-2,1% в печінці, 0,4-0,6 % в нирках, 0,1-0,3% в мозку [40].

В дослідженнях С.А. Петухова та співавт. [13] показано, що у всіх органах і тканинах риб концентрація заліза і цинку максимальні, а кобальту, ртуті і кадмію мінімальні. В зовнішніх органах і тканинах переважають метали групи заліза. За здатністю концентрувати метали (за винятком ртуті, яка найбільше накопичується в м'язовій тканині) органи і тканини можна розмістити в такому порядку – внутрішні: скелет > печінка, селезінка, нирки > кишківник, мозок, гонади, серце > червоні м'язи > білі м'язи; зовнішні – слиз > луска > шкіра > зябра. Основна частина абсолютного запасу металу локалізована в м'язовій тканині і скелеті. Концентрація металу в ліпідній і білковій фракціях приблизно рівна [13].

Відмічено, що при екомониторингу навколишнього середовища потрібно враховувати те, який метал відслідковується. Так, для *Salmo trutta* и *Rutilus rutilus*, виловлених в водах Південного Уельсу, було встановлено, що найбільш вдалим об'єктом для накопичення Zn, Cu і Pb виявились зябра, печінка та шкіра, а для Fe і Ni – нирки [26].

При дослідженні розподілу важких металів у риб Кременчуцького водосховища було встановлено, що після надходження важких металів в організм риб проходить їх перерозподіл. Показано, що кількість в організмі риб цинку та заліза є максимальною, а хрому, стронцію та кадмію – мінімальною. За здатністю до накопичення металів тканини розташовуються в ряду: скелет>гонади>печінка>нирки>селезінка>кишківник>мозок>м'язи, що за винятком скелету узгоджується з рівнем інтенсивності метаболізму [4, 42]. Для свинцю було встановлено такий ряд зниження концентрації в тканинах риб: кишковий тракт>кістки і луска>печінка і зябри>м'язи>жир. При цьому не виявлено кореляції між вмістом металу та розміром і віком риб [22].

Знаючи, де найбільш активно відбувається акумулювання металів в тих чи інших видів гідробіонтів, можна проводити цілеспрямоване спостереження за станом водного середовища. Наприклад, було встановлено, що рівень цинку в хвостовому плавці достовірно відображає його кількість в кормі [17]. Аналогічні дослідження було проведено і для коропових. У них мідь концентрується, в основному, в печінці, ртуть в м'язах та нирках. Концентрація свинцю в м'язах, заліза в зябрах, ртуті в м'язах та нирках добре корелює з їх вмістом в воді [7].

Висновки

Іони важких металів проникають з оточуючого середовища в організм гідробіонтів і, накопичуються в органах і тканинах. Ступінь тканинного акумулювання металів визначається їх концентрацією у воді, тривалістю дії, а також метаболічними потребами організму в тому чи іншому елементі. Підвищені концентрації іонів важких металів у воді призводять до посилення катаболічних процесів, які ведуть до патологічних змін в організмі гідробіонтів.

Загалом, можна зазначити, що накопичення рибами важких металів є активним і регульованим тканинноспецифічним процесом, інтенсивність якого залежить як від фізико-хімічних особливостей водного середовища, так і від фізіолого-біохімічної активності організму гідробіонтів.

1. Андрушайте Р. Е. Всасывание свинца в пищеварительном тракте рыб / Р. Е. Андрушайте, Ш. А. Берман, В. А. Линючев [и др.] // Трансп. и обмен. процессы в кишечнике животных. – Рига, 1984. – С.16–26.
2. Берман Ш. А. Проникновение свинца в организм рыб / Ш. А. Берман, В. А. Линючев, Р. Е. Андрушайте // Эксперим. водн. токсикол. – 1985. – № 10. – С. 47–54.

3. Горкин И. Н. Эколого-физиологические аспекты биоконцентрирования МЭ гидробионтами в природных условиях. Эколого-токсикологические аспекты и методы рыбохозяйственных исследований / И. Н. Горкин // Сб. науч. трудов ВНИРО. – М. : Б.и., 1990. – С. 20–34.
4. Евтушенко Н. Ю. Особенности накопления тяжелых металлов в тканях рыб Кременчугского водохранилища / Н.Ю. Евтушенко, О.В. Данилко // Гидробиологический журнал. – 1996. – Т. 32, № 4. – С. 58–66.
5. Евтушенко Н. Ю. Содержание тяжелых металлов в рыбах водоема охладителя Ладыжинской ГРЭС / Н. Ю. Евтушенко, Ю. М. Сытник // Всес. совещ. по рыбохоз. использ. тепл. вод : тез. докл. – М., 1990. – С. 237–238.
6. Зайцев Ю. П. Экологические процессы в критических зонах Черного моря (синтез результатов двух направлений исследований с середины XX до начала XXI веков) / Ю. П. Зайцев, Г. Г. Поликарпов // Морський екологічний журнал. – 2002. – Т. 1, № 1. – С. 33–55.
7. Козырева Г. Ф. Гидробионты как биоиндикаторы загрязнения водоемов тяжелыми металлами / Г. Ф. Козырева, В. А. Малиновский, М. А. Риш [и др.] Гидробионты как биоиндикаторы загрязнения водоемов тяжелыми металлами // 11 Всес. конф. “Микроэлементы в биологии и их применение в с.х. и мед.” : тез. докл. – Самарканд, 1990. – С. 43–44.
8. Кулебакина Л. Г. Зависимость накопления стронция-90 в гидробионтах от зольности / Л. Г. Кулебакина // Радиобиология. – 1969. – Т. IX, Вып. 5. – С. 776–777.
9. Лишко В. К. Мембраны и жизнь клетки / В. К. Лишко, М. И. Шевченко. – Киев : Наукова думка, 1987. – 104 с.
10. Микроэлементы в организме рыб и птиц / [под ред. Ш.А. Берман]. – Рига : Зинатне. – 1968. – 153 с.
11. Патин С. А. К вопросу об универсальной физико-химической закономерности дифференциации нуклидов в экосистеме океана / С. А. Патин // Вопросы морской экологии. – Калининград, 1971. – С. 45–63.
12. Патин С. А. Микроэлементы в морских организмах и экосистемах / С. А. Патин, Н. П. Морозов. – М. : Легкая и пищевая пром-сть. – 1981. – 152 с.
13. Петухов С. А. Распределение микроэлементов группы железа и переходных металлов в органах и тканях рыб / С. А. Петухов, Н. П. Морозов, М. С. Добрусин // Экологические аспекты химического и радиоактивного загрязнения водной среды. – М. : 1983. – С. 41–47.
14. Численко Л. Л. О размерной структуре пелагиали Мирового океана / Л. Л. Численко // Журнал общей биологии. – 1968. – Т. 29, № 5. – С. 529–540.
15. Bragin B. I. Ecological aspects of pollution with heavy metals of Kazakhstan reservoirs / B.I. Bragin // Dev. Ecol. Abstr. – Yokohama, 1990. – P. 420.
16. Carbonell G. Toxicokinetics of copper in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) / G. Carbonell, J. V. Tarazona // Aquat. Toxicol. – 1994. – Vol. 29, № 3–4. – P. 213–221.
17. Clearwater S. J. Bioavailability and toxicity of dietborne copper and zinc to fish / S. J. Clearwater, A. M. Farag, J. S. Meyer // Comparative Biochem. and Physiol. Part C: Toxicology & Pharmacology – 2002. – Vol. 132, № 3. – P. 269–313.
18. Çoğun H. Y. Accumulation of Copper and Cadmium in Small and Large Nile Tilapia *Oreochromis niloticus* / H. Y. Çoğun, T. A. Yüzereroğlu, F. Kargın // Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology. – 2003. – Vol. 71, № 6. – P. 1265–1271.
19. Di Giulio R. The Toxicology of Fishes // R. Di Giulio, D. Hinton. – CRC Press, 2008. – 1096 p.
20. Eichenberger E. The interrelation between essentiality and toxicity of metals in the aquatic ecosystem / E. Eichenberger // Metal ions in biological systems. – New-York and Basel, 1982. – Vol. 20. – P. 67–100.
21. Eisler R. Compendium of Trace Metals and Marine Biota, Volume 2: Vertebrates / R. Eisler. – Elsevier Science, 2009. – 522 p.
22. Eisler R. Handbook of Chemical Risk Assessment : Health Hazards to Humans, Plants, and Animals / R. Eisler – CRC Press, 2000. – Vol. 1: Metals. – 41 p.
23. Hamed M. A. Marine molluscs as biomonitors for heavy metal levels in the Gulf of Suez, Red Sea / M. A. Hamed, A. M. Emara // Journal of Marine Systems. – 2006. – Vol. 60, № 3–4. – P. 220–234.
24. Hayton W. L. Rate-limiting barriers to xenobiotic uptake by the gill / W. L. Hayton, M. G. Barron // Environ. Toxicol. Chem. – 1990. – Vol. 9. – P. 151–157.
25. Hilmy A. M. The toxicity to *Clarias lozera* of copper and zinc applied jointly / A. M. Hilmy, N. A. Domiati, A. J. Daabees [at al.] // Comp. Biochem. and Physiol. – 1987. – Vol. 2. – P. 309–314.
26. Kalay M. Heavy Metal Concentrations in Fish Tissues from the Northeast Mediterranean Sea / M. Kalay, Ö. A. M. Canli // Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology. – 1999. – Vol. 63, № 5. – P. 673–681.
27. Ke C. Bioaccumulation of Cd, Se, and Zn in an estuarine oyster (*Crassostrea rivularis*) and a coastal oyster (*Saccostrea glomerata*) / C. Ke, W. X. Wang // Aquat. Toxicol. – 2001. – Vol. 56, № 1. – P. 33–55.

28. *Krutibas D.* Uptake of lead from contaminated medium by *Heteropneustes fossilis* (Bloch) / D. Krutibas, B. Nanda, A. K. Hota // *Compar. Physiol. Ecol.* – 1985. – Vol. 10, № 3. – P. 145–149.
29. *Lawrence A.* Effects of Pollution on Fish: Molecular Effects and Population Responses // A. Lawrence, K. Hemingway. – Wiley-Blackwell, 2003. – 368 p.
30. *Mason R. P.* Uptake, Toxicity and Trophic Transfer of Mercury in a Coastal Diatom / R. P. Mason, J. R. Reinfelder, F. M. Morel // *Environ. Sci. Technol.* – 1996. – Vol. 30, № 6. – P. 1835–1845.
31. *Monteiro L. R.* Mercury content of swordfish, *Xiphias gladius*, in relation to length, weight, age and sex / L. R. Monteiro, H. D. Lopes // *Marine Pollution Bulletin.* – 1990. – Vol. 21, № 6. – P. 293–296.
32. *Playle R. C.* Copper accumulation on gills of fathead minnows: influence of water hardness, complexation and pH of the gill micro – environment / R. C. Playle, R. W. Gensemer, D. G. Dixon // *Environ. Toxicol. Chem.* – 1992. – Vol. 11, № 3. – P. 381–391.
33. *Protasowicki M.* Biochemulacja Cd, Pb, Cu, Zn w karpie – *Cyprinus carpio* L. w zależności od stężenia w wodzie i czasu ekspozycji / M. Protasowicki, A. Chodyniecki // *Lesz. nauk. ryb. mor. i technol. żywn.* – Szczecin, 1988. – Vol. 17. – P. 69–84.
34. *Protasowicki M.* Metal ciężkie w rybach przemysłowych poławianych w latach 1976–1986. / M. Protasowicki, A. Chodyniecki // *Lesz. nauk. ryb. mor. i technol. żywn.* – Szczecin, 1983. – Vol. 13. – P. 181–198.
35. *Robert R.* Survival time modeling of exposure of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) to mixtures of aluminum and zinc in soft water at low pH / R. Robert, P. G. C. Campbell // *Aquat. Toxicol.* – 1995. – Vol. 33, № 2. – P. 155–176.
36. *Sanders M. J.* The Freshwater River Crab, *Potamonautes warreni*, as a Bioaccumulative Indicator of Iron and Manganese Pollution in Two Aquatic / M. J. Sanders, H. H. Du Preez, J. H. J. Van Vuren // *Systems Ecotoxicol. Environ. Safety.* – 1998. – Vol. 41, № 2. – P. 203–214.
37. *Storelli M. M.* Total mercury in muscle of benthic and pelagic fish from the South Adriatic Sea (Italy) / M. M. Storelli, R. G. Stuffer, G. O. Marcotrigiano // *Food Additives & Contaminants: Part A: Chemistry, Analysis, Control, Exposure & Risk Assessment.* – 1998. – Vol. 15, № 8. – P. 876–883.
38. *Storelli M.M.* Total Mercury Levels in Muscle Tissue of Swordfish (*Xiphias gladius*) and Bluefin Tuna (*Thunnus thynnus*) from the Mediterranean Sea (Italy) / M. M. Storelli, G. O. Marcotrigiano // *Journal of Food Protection.* – 2001. – Vol. 64, № 7. – P. 1058–1061.
39. *Tariq J.* Selected trace metal and macronutrient contents of six fish species from the Arabian Sea / J. Tariq, M. Jaffar, M. Ashraf // *Pakistan Toxicological & Environmental Chemistry.* – 1995. – Vol. 50, № 1-4. – P. 207–212.
40. *Tiedemann G.* Interaction of cadmium and lead in fish / G. Tiedemann, M. Kublbeck, J. Rosmanith // *Wiss und Umwelt.* – 1984. – № 3B. – P. 145–154.
41. *Trudel M.* Bioenergetics and mercury dynamics in fish: a modelling perspective / M. Trudel, J. B. Rasmussen // *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences.* – 2006. – Vol. 63, № 8. – P. 1890–1902.
42. *Venuto C.* Frequency distribution patterns and partitioning of copper, iron and zinc in selected tissues of the black mullet (*Mugil cephalus*) / C. Venuto, J. K. Irefry // *Flo. Sci.* – 1983. – Vol. 46, № 3-4. – P. 346–355.
43. *Waldichuk M.* Some biological concerns in heavy metals pollution / M. Waldichuk // *Pollution and physiology of marine organism.* – New-York – San-Francisco – London : Acad. Press, 1974. – P. 1–58.
44. *Yang R.* A physiological model to predict xenobiotic concentration in fish / R. Yang, V. Thurston, J. Neuman, D. J. Randall // *Aquat. Toxicol.* – 2000. – Vol. 48. – P. 109–117.

В.З. Курант, В.А. Хоменчук, В.Я. Бияк

Тернопольський національний педагогічний університет ім. Володимира Гнатюка, Україна

ПУТИ ПРОНИКНОВЕННЯ І СОДЕРЖАННЯ ТЯЖЕЛИХ МЕТАЛЛІВ В ОРГАНІЗМІ РИБ (ОБЗОР)

Проаналізовані дані про шляхи надходження і накопичення важких металів в організмі риб. Показана залежність їх проникнення і накопичення від харчування, інтенсивності обмілу речовин, властивостей іонів металів, а також органно-тканевого і субклітинного родства.

Ключові слова: важкі метали, накопичення, проникнення, риби

V.Z. Kurant, V.O. Khomentchuk, V.Ya. Byyak

Volodymyr Hnatyuk Ternopil National Pedagogical University, Ukraine

WAYS OF PENETRATION AND CONTENT OF HEAVY METALS IN FISHES ORGANISMS (REVIEW)

The information on the ways of the income and accumulation of heavy metals in fish organism was analysed. The dependence of their penetration and accumulation in the conditions of supply, intensity of the exchange, properties of elements and also organ-tissue specificity and subcellular accumulation of heavy metals is shown.

Keywords: heavy metals, accumulation, transfer, fishes

Рекомендує до друку

Надійшла 16.02.2011

О.Б. Столяр

ПЕРСОНАЛІЇ



ЯВОНЕНКО ОЛЕКСАНДР ФЕДОТОВИЧ
(04.12.1939-15.05.2009)

УДК 573(477)+378

М.М. БАРНА, Л.С. БАРНА

Тернопільський національний педагогічний університет ім. Володимира Гнатюка
вул. М. Кривоноса, 2, Тернопіль 46027, Україна**ОЛЕКСАНДР ФЕДОТОВИЧ ЯВОНЕНКО — ВЧЕНИЙ-БІОЛОГ,
ПЕДАГОГ ТА ОРГАНІЗАТОР ВИЩОЇ ПЕДАГОГІЧНОЇ ОСВІТИ**

Охарактеризовані основні напрямки діяльності Олександра Федотовича Явоненка: організаторський, науково-дослідний, викладацький та громадський. Відмічені його особистісні якості як керівника вищого навчального педагогічного закладу, прекрасного лектора та наставника студентської молоді.

Ключові слова: Олександр Федотович Явоненко, викладання, керівництво, педагогічна освіта, природничий факультет, кафедра хімії

Олександр Федотович Явоненко (1939–2009) — доктор біологічних наук, професор, член-кореспондент АПН України, заслужений працівник народної освіти Української РСР, один із видатних українських учених-біохіміків, які збагатили біологічну та педагогічну науки України. Автори цієї статті відчували потребу взятися за перо і висловити свої враження та розповісти про відомого вченого, організатора і педагога, якого ми знали і з котрим мали можливість працювати (М. М. Барна) упродовж 8-ми років ректорської діяльності О. Ф. Явоненка в Тернопільському державному педагогічному інституті та слухати глибокі, цікаві та змістовні лекції професора Явоненка О. Ф. (Л. С. Барна). Щоб більш повно розкрити діяльність професора О. Ф. Явоненка в Тернопільському державному педагогічному інституті, ми виділили основні напрямки співпраці з ним: перший – організаторський; другий – науково-дослідний; третій – педагогічний; четвертий – громадський.

1974 рік – рік адміністративних змін в Тернопільському державному педагогічному інституті. Ректор інституту доцент Микола Лаврентійович Бригінєць, який керував педагогічним інститутом у 1950-1974 рр. (Кременецький державний педагогічний інститут і Тернопільський державний педагогічний інститут) у серпні 1974 р. за власним бажанням був увільнений від обов'язків ректора Тернопільського державного педагогічного інституту. Необхідно зауважити, що велика заслуга М. Л. Бригінця полягала в тому, що за його клопотанням і за безпосередньої участі Кременецький державний педагогічний інститут у 1969 р. був перебазований до м. Тернополя, що стало передумовою для його кількісного та якісного зростання. Характеризуючи Миколу Лаврентійовича Бригінця як керівника вищого навчального закладу, необхідно зауважити, що це була розумна, знаюча людина з великим досвідом керівної роботи (майже чверть століття очолював педагогічний інститут). Питання вирішував коректно, виважено. Окрім того, він був вродженим педагогом, у якого можна було багато чому навчитися.

Міністр освіти Української РСР О. Маринич наказом № 478-к від 26.VIII.1974 р. призначив кандидата біологічних наук, доцента Явоненка Олександра Федотовича на посаду ректора Тернопільського державного педагогічного інституту з 27 серпня 1974 р., який до цього працював проректором з наукової роботи Херсонського державного педагогічного інституту. 27 серпня 1974 р. у 86 навчальній аудиторії (нині навчальний корпус фізико-математичного факультету) відбулося засідання вченої ради педагогічного інституту з порядком денним: “Представлення нового ректора Тернопільського державного педагогічного інституту Олександра Федотовича Явоненка”. Один з авторів цієї статті (М. М. Барна) тоді працював доцентом кафедри ботаніки і був присутній на засіданні вченої ради. Але ще задовго до цього засідання у розмові з викладачами інституту доцентами В. О. Яковлєвим, С. Й. Грушком та іншими довідався від них про призначення новим ректором інституту О. Ф. Явоненка. Зокрема, В. О. Яковлєв у розмові зі мною навіть сказав, що особисто знає О. Ф. Явоненка. Ми всі дуже дивувалися та захоплювалися тим, що О. Ф. Явоненко в 34 роки

став доктором біологічних наук і був на той час одним з наймолодших докторів біологічних наук в Україні.

Викладачі, які були запрошені на вчену раду інституту досить довго очікували керівників області, які повинні були представити нового ректора інституту. І ось нарешті з'явилися гості на чолі із заступником голови Тернопільського облвиконкому В. В. Кулішем, котрий вибачився за запізнення, а відтак зачитав наказ Міністра освіти УРСР про призначення з 27 серпня 1974 р. на посаду ректора Тернопільського державного педагогічного інституту Явоненка Олександра Федотовича.



Олександр Федотович Явоненко — ректор
Тернопільського державного педагогічного
інституту. 1974 р.

Після цього слово було надано новому ректору О. Ф. Явоненку, який розпочав з того, що два педагогічні інститути України — Херсонський і Кременецький, а нині Тернопільський співпрацюють протягом майже чверть століття, обмінюючись керівними кадрами. Почалося з того, що в 1950 р. завідувач кафедри ботаніки Херсонського педагогічного інституту доцент Бригінець Микола Лаврентійович був призначений на посаду ректора Кременецького педагогічного інституту, а нині проректор з наукової роботи Херсонського педагогічного інституту став ректором Тернопільського державного педагогічного інституту. Висловив сподівання, що тісна співпраця між двома педагогічними інститутами України продовжуватиметься і в майбутньому. Завірив присутніх, що на посаді ректора інституту намагатиметься зберегти та примножити славні традиції організації навчально-виховного процесу, здобуті колективом цього навчального закладу та керуватиметься принципом — за ставленням до праці, за досягнутими успіхами в навчально-виховному процесі та в науково-дослідній роботі оцінюватимуться підрозділи (факультети та кафедри) інституту, а також професорсько-викладацький та навчально-допоміжний персонал. Доцільно зауважити, що цього принципу О. Ф. Явоненко дотримувався упродовж восьми років його перебування на посаді ректора інституту.

Через декілька днів після призначення ректором Олександр Федотович почав знайомитися з структурними підрозділами інституту, розпочавши з природничого факультету, оскільки за фахом був біолог, і, зокрема з кафедрою ботаніки. Завідувачем кафедри ботаніки була доцент Валентина Омелянівна Шиманська, а на кафедрі працювали доценти К. М. Векірчик, А. Д. Синільник, М. М. Барна, та бувший ректор інституту М. Л. Бригінець, ст. викладачі С. Ф. Кутишевський, Б. П. Воляник, І. М. Бутницький, асистенти П. С. Кушнірик, С. В. Зелінка, Я. Г. Грицюк, ст. лаборанти Є. М. Лисак, М. О. Чирук, Н. Д. Шанайда. Мабуть кафедру ботаніки Олександр Федотович вибрав першою для ознайомлення тому, що на цій кафедрі працював його попередник на посаді ректора інституту, в якого можна було дещо запозичити та багато чого довідатись щодо організації навчально-виховного процесу та науково-дослідної роботи.

Олександр Федотович, познайомившись з всіма членами кафедри, запитав у Валентини Омелянівни: “Коли і в якого викладача він зможе побувати на лекції або лабораторному занятті?”. Валентина Омелянівна, подивившись на розклад викладачів, відповіла, що сьогодні третя пара — лабораторне заняття з ботаніки (анатомії та морфології рослин), яке проводить доцент М. М. Барна. На це Олександр Федотович відповів: “Вважаєте, що я прийняв запрошення побувати на лабораторному занятті з ботаніки”. До заняття я був готовий, оскільки лабораторні заняття проводив у шести підгрупах, а це заняття, здається було вже третім, чи четвертим. Пригадую, що ст. лаборант Євгенія Миколаївна Лисак, яка обслуговувала цю навчальну дисципліну, навіть підготувала фрагмент кінофільму «Поділ ядра і клітини рослин», який ми демонстрували після короткого пояснення теми лабораторного заняття. До лабораторного заняття все було підготовлено: на столах на кожному робочому місці студентів були мікроскопи, методичні рекомендації щодо виконання лабораторних робіт, необхідна література, інструменти та постійні мікропрепарати. Коли ми (ректор О. Ф. Явоненко, завідувач кафедри В. О. Шиманська і доцент М. М. Барна) зайшли в 31 аудиторію, що знаходилася на третьому поверсі головного корпусу (нині корпус інженерно-педагогічного факультету), студенти, вставши, привіталися, а я, сівши за стіл викладача, перевіряв присутність студентів на занятті. Після цього я запитав: “Хто сьогодні не готовий до заняття?”. Почув, що всі студенти готові до заняття, приступив до опитування. Студенти, ідучи відповідати до дошки, брали свої альбоми, з якими мені необхідно було ознайомитися. Відповідь першого студента я оцінив на “відмінно”. На занятті було опитано 5 чи 6 студентів і пригадую, що жодної оцінки “задовільно” студенти не одержали. Після короткого пояснення ходу лабораторного заняття, я попросив ст. лаборанта Євгенію Миколаївну включити фрагмент кінофільму за темою заняття. Олександр Федотович дуже уважно дивився фрагмент кінофільму, мабуть, він його зацікавив. Після заняття ректор запропонував відразу обговорити відвідане ним заняття. Обговорення відбулося на кафедрі ботаніки в доброзичливій, творчій атмосфері: були відмічені позитивні сторони заняття та вказані недоліки. Підсумовуючи відвідане заняття, Олександр Федотович сказав: “В цілому мені дуже сподобався виклад матеріалу, особливо з демонстрацією цікавого наукового фрагменту кінофільму за темою заняття. На мою думку, варто поширювати такий досвід проведення лабораторних і практичних занять і я шкодую, що не став ботаніком. Думаю, що кафедра ботаніки може вирішувати не лише навчальні завдання, а й завдання щодо озеленення нового навчального корпусу, що будується” [1].

Відтак Олександр Федотович відвідував заняття й інших викладачів не лише кафедри ботаніки, а й інших кафедр інституту. На одній із вчених рад інституту він виступив з аналізом стану навчального процесу в інституті (читання лекцій, проведення практичних, семінарських і лабораторних занять) і піддав гострій критиці проведення занять окремими викладачами інституту. Мені приємно було почути своє прізвище в числі кращих викладачів інституту.

Характеризуючи організаційний напрямок діяльності ректора О. Ф. Явоненка, необхідно зазначити, що 16 вересня 1975 р. він був обраний за конкурсом на посаду завідувача кафедри хімії Тернопільського державного педагогічного інституту. У 1976 році кафедра хімії була поділена на дві кафедри: кафедру неорганічної хімії та кафедру органічної і біологічної хімії,

які відповідно очолювали доцент Т. С. Куратова (1976-1984 рр.) та професор О. Ф. Явоненко (1976-1982 рр.) [3].

Дуже відповідальний етап організаторської діяльності ректора О. Ф. Явоненка – перебазування природничого факультету та факультету фізичного виховання в головний навчальний корпус інституту. Один з авторів статті (М. М. Барна) разом із завідуючою кафедри ботаніки В. О. Шиманською та деканом природничого факультету доцентом С. Й. Грушком був включений до складу комісії щодо підготовки інституту до введення нового навчального корпусу в експлуатацію. З 1974 р. – року призначення ректором інституту Олександра Федотовича Явоненка і введенням в експлуатацію нового навчального корпусу (7 листопада 1977 р.) – пройшло більше трьох років. Це були дуже відповідальні та напружені роки діяльності не лише ректора інституту, а й усього професорсько-викладацького та навчально-допоміжного персоналу.

Для мене важливим випробуванням була вступна кампанія 1976 року. У квітні Олександр Федотович викликав мене до себе в кабінет ректора і в розмові запропонував бути на час вступної кампанії заступником відповідального секретаря приймальної комісії. Я спробував відмовитись, мотивуючи тим, що моя дочка часто хворіє простудними захворюваннями і лікарі порекомендували повезти її в один із дитячих санаторіїв у Євпаторію. Олександр Федотович уважно вислухав мене і сказав наступне: “По-перше, чому я зупинився на вашій кандидатурі? Мені відомо, що ви маєте певні навички на цій ділянці роботи, оскільки ви вже працювали в 1973 році як відповідальним секретарем приймальної комісії, так і його заступником. По-друге, після завершення вступної кампанії ви зможете взяти відпустку в любий час, а щодо поїздки вас із дочкою на море, то я постараюсь вам допомогти придбати дитячу путівку в один із санаторіїв Євпаторії”. Мені нічого не залишалось робити, як погодитися з пропозицією ректора інституту О. Ф. Явоненка про призначення мене заступником відповідального секретаря приймальної комісії. Відповідальним секретарем якої був призначений доцент М. І. Герц. На той час в інституті я вже працював п’ятий рік і добре знав викладачів не лише природничого, а й більшість викладачів інших двох факультетів (фізико-математичного та факультету фізичного виховання).

У 1976 р. набір студентів здійснювався на факультети: природничий, фізико-математичний, загальнотехнічних дисциплін і фізичного виховання. Найбільший конкурс (10 осіб на одне місце) був на природничому факультеті, на спеціальності “біологія і хімія”, дещо менший (8 осіб) – на спеціальності “хімія та біологія”. Перед вступною кампанією Олександр Федотович запропонував розподілити обов’язки між відповідальним секретарем і його заступником так: Микола Іванович курував вступ на природничий і факультет фізичного виховання, а я – фізико-математичний і факультет загальнотехнічних дисциплін. Всі розпорядження та вказівки Олександр Федотович давав виважено, розсудливо, без примусу, одним словом – толерантно. Тому вся приймальна комісія працювала злагоджено та продуктивно. У процесі вступної кампанії траплялись різні ситуації, від вирішення яких інколи залежала доля людини.

За клопотанням ректора О. Ф. Явоненка в 1976 р. в інституті відкрився новий п’ятий факультет – факультет підготовки вчителів початкових класів. Олександр Федотович запросив мене до себе і в розмові сказав приблизно так: “В інституті створюється новий факультет — факультет підготовки вчителів початкових класів. Я пропоную вам очолити цей факультет, тобто, щоб ви стали його деканом. Факультет лише створюється і ви будете мати можливість формувати колектив, що допоможе вам в подальшому успішно співпрацювати з професорсько-викладацьким і навчально-допоміжним персоналом. Що ви на це скажете?”. Через декілька хвилин моїх роздумів над запропонованою пропозицією я відповів: “Олександр Федотовичу, я дуже Вам вдячний за високу довіру до мене і за пропозицію очолити факультет підготовки вчителів початкових класів, але я не можу погодитись очолити цей факультет лише тому, що там для мене все нове і незнайоме і як декан навряд чи зможу впевнено керувати факультетом, особливо в період його становлення”. На Вашому місці я би не відмовлявся, – зауважив Олександр Федотович. Звичайно, Ви маєте право приймати рішення особисто, а для цього я даю вам декілька днів на роздуми. Домовились?, — запитав Олександр Федотович. На це я

відповів: “Це моє рішення остаточне і я ще раз Вам, Олександр Федотовичу, щиро вдячний за виявлену велику повагу до мене”.

Осінь 1976 р. для кафедри ботаніки та й для мене, М. М. Барни, як доцента цієї кафедри, була дуже напруженою, оскільки Олександр Федотович поставив перед кафедрою ботаніки дуже відповідальне завдання – створити зелену зону навколо головного навчального корпусу інституту, що будується. Для створення проекту дендрарію на площі приблизно 4-5 га не було коштів, а на кафедрі ботаніки не було фахівців з ландшафтного дизайну або зеленого будівництва. Тому було прийняте на той час єдино правильне рішення – викладачами кафедри ботаніки розробити проект озеленення території, що прилягає до навчального корпусу, здача в експлуатацію якого була запланована на осінь 1977 року. Проект озеленення території було доручено доцентам В. О. Шиманській та М. М. Барні, з яким у вересні 1976 р. ознайомився, а відтак його затвердив ректор інституту О. Ф. Явоненко і доручив кафедрі ботаніки його реалізувати на практиці, тобто здійснити посадку саджанців деревних рослин на запланованій території. Проект озеленення складав три етапи: перший передбачав озеленення території з зовнішнього лицьового боку будівлі, тобто його фасаду, що виходить до вулиці Миру (осінь 1976 р.), другий – озеленення території з протилежного боку корпусу, що прилягала до лекційних аудиторій та спортивного майданчика факультету фізичного виховання (осінь 1976 р. і весна 1977 р.), третій — створення внутрішнього рекреаційного дворика інституту (осінь 1977 р.).

Проектом створення зеленої зони навколо навчального корпусу були передбачені такі моменти: на центральній території ділянок, що з двох боків обмежені пішохідними доріжками, було вирішено створити своєрідний розарій, де на п'яти квадратах (кожний площею 250-300 м²) було висаджено понад 500 низькоштамбових кущів троянд різних кольорів. По обидва боки пішохідних доріжок були створені алеї гіркокаштана звичайного, а між деревами висаджені кущі бирючини звичайної, з яких були сформовані кулясті форми. При вході в головний корпус були закладені алеї туї західної та туї колоноподібної, а біогрупами (по три екземпляри) ялини сріблястої та ялини колючої. Саджанці завозили з Хоростківського та Гермаківського дендропарків. Всього протягом осені 1976 р. було висаджено понад 3500 саджанців близько 150 видів деревних рослин. Шкода, що багато з них донині не збереглось. Доцільно зауважити, що всі саджанці, висаджені восени 1976 р., прийнялися і наступного року навіть дали приріст 10-15 см.

7 листопада 1977 р. в Тернополі відбулись важливі події з нагоди святкування 60-х роковин соціалістичної революції. На житловому масиві Дружба цього дня Державною комісією були здані в експлуатацію два важливі об'єкти: палац культури «Октябрь» (нині «Березіль») і головний корпус Тернопільського державного педагогічного інституту (нині Тернопільський національний педагогічний університет імені Володимира Гнатюка). У жовтні 1977 р. Олександр Федотович Явоненко за пропозицією декана природничого факультету доцента Сергія Йосиповича Грушка призначив мене заступником декана факультету. Коли ми з Сергієм Йосиповичем зайшли в кабінет ректора інституту для узгодження питання щодо призначення мене на нову посаду, Олександр Федотович, звертаючись до мене сказав: “Що! Деканом не захотів бути, а заступником декана погоджуєтесь?”. На це я відповів, що на природничому факультеті є начальна дисципліна — ботаніка, що відповідає моїй фаховій підготовці, а на факультеті підготовки вчителів початкових класів вона відсутня. Олександр Федотович тут же доповнив: “Тепер я переконався, що Ви патріот природничого факультету. Я погоджуюся з пропозицією Сергія Йосиповича про призначення Вас на посаду заступника декана природничого факультету з 20 жовтня 1977 р.”[1]. Призначення мене заступником декана природничого факультету співпало з перебудуванням факультету в головний навчальний корпус. Для цього ректоратом був визначений термін тривалістю 14 днів, оскільки відкриття головного корпусу було заплановано на 7 листопада. За цей період співробітники кафедр факультету разом із студентами перенесли всю навчально-матеріальну базу в приміщення другого, четвертого та п'ятого поверхів нового навчального корпусу, де для природничого факультету були виділені: кабінет декана факультету з прийнятною, де було робоче місце секретаря деканату та кабінет заступника декана і методиста заочної форми

навчання, просторі навчальні лабораторії, приміщення для науково-дослідних лабораторій, кімнати для професорсько-викладацького та навчально-допоміжного персоналу, для гербарію кафедри ботаніки, зоологічного музею кафедри зоології, кабінети для завідувачів кафедрами.

В Тернопільському педагогічному інституті розкривається особливий організаторський талант О. Ф. Явоненка як керівника вищого навчального закладу: завдяки його ініціативі відкриваються нові спеціальності, факультети, кафедри, активізується підготовка науково-педагогічних кадрів вищої кваліфікації – докторів і кандидатів наук, зміцнюється навчально-матеріальна база та база для експериментальних наукових досліджень. Закладені ректором Тернопільського державного педагогічного інституту професором О. Ф. Явоненком ідеї та здійснені ним організаційні заходи послужили основою для створення в західному регіоні України центру підготовки вчителів та науково-педагогічних кадрів, яким є нині Тернопільський національний педагогічний університет імені Володимира Гнатюка [2].

Наукові здобутки О. Ф. Явоненка та його школи – це ціла епоха в розвитку біохімії: його ідеї, теорії та концепції значною мірою збагатили біохімію жуйних тварин та фізіологію і біохімію гідробіонтів, розширили їх горизонти, сприяли формуванню нової генерації біохіміків та висококваліфікованих викладачів і організаторів освітньої галузі. Плідна праця молодого науковця у жовтні 1973 р. завершується захистом дисертації на тему «Роль стінки рубця в азотистому обміні великої рогатої худоби і овець» на здобуття наукового ступеня доктора біологічних наук за спеціальністю «біохімія» в Українському науково-дослідному інституті фізіології та біохімії сільськогосподарських тварин ААНУ (диплом доктора наук за № 002169 МБЛ Вищої Атестаційної Комісії СРСР від 21 лютого 1975 року). Керівником і кандидатської, і докторської дисертацій О. Ф. Явоненка був видатний український вчений і талановитий наставник, доктор біологічних наук, професор, член-кореспондент Академії наук Української РСР Степан Зенонович Гжицький (14.01.1900-19.08.1976), який сформував біохімічну школу, що дала ряд талановитих біохіміків сільськогосподарських тварин [2].

Під час роботи в Тернополі О. Ф. Явоненком започатковується практично новий на той час науковий напрямок досліджень – екологічна біохімія тварин, що згодом формується в потужну наукову школу, яка поширилася за межі вперше створеної Олександром Федотовичем лабораторії екологічної біохімії у Тернополі. Він автор і співавтор понад 200 наукових праць з біохімії і психолого-педагогічної тематики, зокрема навчальних посібників: «Химия и биологическая химия» (1988), «Біохімія» (2000), пакету програм з використання персонального комп'ютера для тренажу і контролю знань з біохімії (1988) [2, 4-6].

Доктор біологічних наук, професор, завідувач кафедри загальної біології Тернопільського національного педагогічного університету імені Володимира Гнатюка В. В. Грубінко – учень, про свого вчителя згадує: “Зі спогадів Олександра Федотовича, які мені випала честь чути від нього, тим, що він відбувся як людина, педагог, науковець та організатор, завдячував керівникові і кандидатської, і докторської дисертацій, вчителю, вихователю і людині-прикладу – видатному українському вченому і талановитому наставнику, доктору біологічних наук, професору, члену-кореспонденту Академії наук Української РСР Степану Зеноновичу Гжицькому (14.01.1900 – 19.08.1976), який завжди по-батьківськи ставився до своїх вихованців. Значну деципу людяності, інтелігентності, працьовитості, прагнення до постійного пошуку та самовдосконалення в собі Олександр Федотович завдячував саме Степану Зеноновичу, якого вважав своїм другим батьком, найкращим вчителем і прикладом” [2]. У Херсонському державному педагогічному інституті О. Ф. Явоненко пройшов усі основні щаблі вузівського працівника: старший викладач кафедри хімії, доцент, завідувач цієї ж кафедри, проректор з наукової роботи. Але педагогічний хист й здібності молодого вченого та педагога більш повно розкрилися в Тернопільському державному педагогічному інституті [3].

Один із співавторів цієї статті (нині доцент Л. С. Барна) згадує: “Мені пощастило слухати лекції з біохімії, які читав завідувач кафедри органічної та біологічної хімії, професор, ректор інституту Олександр Федотович Явоненко. У 1977 р. я стала студенткою першого курсу природничого факультету, спеціальності «хімія та біологія». Але перше моє знайомство з професором Олександром Федотовичем Явоненком відбулося не на лекції чи лабораторному занятті, а в неординарній обстановці. Це був жовтень 1977 року. Ми студенти–першокурсники

в позанавчальний час впорядковували територію внутрішнього рекреаційного дворику для посадки деревних порід. Вся наша група у складі 25 осіб працювала дружно та завзято: хлопці виконували важчу роботу щодо розкопування ґрунту, навантаження відходів будівництва на вантажний автомобіль та їх вивезення, а дівчата займались приведенням в порядок зачищеної території та її підмітанням. Всією цією роботою керував заступник декана природничого факультету, доцент кафедри ботаніки М. М. Барна, якого ми вже знали, оскільки він на нашому потоці читав лекції з ботаніки та проводив лабораторні заняття з анатомії та морфології рослин. Робота була організована чітко і кожний студент знав, що йому робити. Одного разу Микола Миколайович прийшов не сам, а з молодим, не високого зросту, охайно одягненим чоловіком, який привітався і запитав нас як нам працюється, чи є серед студентів тернопільяни та вихідці з сільської місцевості? Микола Миколайович сказав нам, що з нами розмовляє ректор інституту, професор Олександр Федотович Явоненко, який читатиме у вас лекції з біохімії. Відтак Микола Миколайович почав розповідати ректору, які деревні породи і де вони будуть висаджені після того, як вся територія буде зачищена і приведена в порядок. Олександр Федотович уважно слухав Миколу Миколайовича, уточнював деякі моменти, які його цікавили. Через якийсь час ректор, побажавши нам успіхів у роботі, попрощався з нами і в супроводі Миколи Миколайовича пішов в корпус інституту. Згодом Микола Миколайович повернувся до нас і сказав, що ректор залишився задоволеним роботою студентів щодо впорядкування території внутрішнього рекреаційного дворику. Рік за роком промайнули швидко і на третьому курсі у вересні лекції з біохімії читав уже знайомий нам професор Олександр Федотович Явоненко. На першій лекції, яка відбулась у 143 аудиторії, привітавшись з нами та назвавши себе, уважно вдивляючись в аудиторію, сказав: «Я ще не читав у вас лекції, а ніби з вами вже знайомий? І сам відповів на поставлене ним запитання: “Це ж ви два роки тому впорядковували територію внутрішнього рекреаційного дворику та висаджували дерева шпилькових порід. Повинен вам сказати, що всі висаджені вами дерева прийнялись і через кілька років ви побачите плоди своєї праці та зможете на перервах там відпочивати”. Так і сталося. Сьогодні внутрішній рекреаційний дворик є окрасою території університету. Олександр Федотович не лише читав нам лекції з біохімії, а й проводив лабораторні заняття. Що можна сказати з позиції сьогодення викладача – доцента кафедри теорії та методики навчання природничих дисциплін про свого вчителя — професора О. Ф. Явоненка? З впевненістю можу сказати, що всім нам, хто слухав його лекції, дуже поталанило тим, що, по-перше, він був високоерудований вчений-біохімік; по-друге, він був вроджений педагог, в якого можна було багато чому навчитися і запозичити; по-третє, незважаючи на складність навчальної дисципліни, він читав лекції на високому науково-методичному рівні, доступно, зрозуміло, лабораторні заняття проводив дуже цікаво, а оцінювання рівня знань студентів здійснював коректно та справедливо і на кінець, у професора Олександра Федотовича Явоненка ми одержали великий багаж знань не лише з біохімії, а й отримали мудрі настанови та поради, з якими сміливо можна вирушати в самостійну життєву дорогу. За що йому наша учнівська подяка та шана».

Адміністративну, викладацьку та наукову діяльність О. Ф. Явоненко успішно поєднував з громадською роботою як керівник обласної організації товариства «Знання» та член Тернопільського обласного комітету КПУ. Окрім того, в період з 03.1976 р. по 01.1982 р. він обирався депутатом Тернопільської міської ради. За самовіддану, активну працю Явоненко Олександр Федотович Постановою Президії Верховної Ради України 18 травня 1978 року нагороджений орденом «Трудового Червоного Прапора» [2, 3].

На посаді ректора Тернопільського державного педагогічного інституту О. Ф. Явоненко працював до 12 січня 1982 р., коли його за переводом було призначено на посаду ректора Чернігівського державного педагогічного інституту імені Т. Г. Шевченка. Саме там ще повніше та глибніше розкрилася організаторська, педагогічна, науково-дослідна та громадська діяльність професора Олександра Федотовича Явоненка. Дуже шкода, що життя професора Олександра Федотовича Явоненка передчасно згасло.

О. Ф. Явоненко відійшов у вічність 15 травня 2009 року.

Таким ми знали Олександра Федотовича Явоненка – організатора вищої педагогічної освіти України, вченого та педагога серцем і розумом.

1. Барна Микола. Curriculum vitae / Укладачі Л. С. Барна, Н. В. Герц. Автор передмови академік НАН України К. М. Ситник. – Тернопіль : Підручники і посібники, 2008. – 288 с.: іл.
2. Грубінко В. В. Явоненко Олександр Федотович (04.12.1939-15.05.2009) – учений, педагог, гуманіст – просто «ВЕЛИКА ЛЮДИНА» / В. В. Грубінко, В. З. Курант // Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту ім. В. Гнатюка. Серія: Біологія. – 2009. – Т. 39, № 1–2. – С. 228–233.
3. Нариси хіміко-біологічного факультету Тернопільського національного педагогічного університету імені Володимира Гнатюка (1940-2010) / М. М. Барна, В. З. Курант, Л. С. Барна [та ін.] За ред. М. М. Барни. – Тернопіль : Підручники і посібники, 2010. – 3012 с.: іл.
4. Олександр Федотович Явоненко : біобібліогр. покажч. / уклад. Л. А. Іполітова; відп. ред. Г. Г. Макарова. – Чернівці, 2009. – 32 с.
5. Явоненко Олександр Федотович. Особова справа / Архів Тернопільського національного педагогічного університету імені Володимира Гнатюка. – Фонд “Особові справи працівників”. – Спр. № 65. – Арк. № 9–13.
6. Явоненко О. Ф. Біохімія: підруч. для студ. вищ. навч. закл. / О. Ф. Явоненко, Б. В. Яковенко. – Суми : Університетська книга, 2002. – 380 с.

Н. Н. Барна, Л. С. Барна

Тернопольский национальный педагогический университет им. Владимира Гнатюка, Украина

АЛЕКСАНДР ФЕДОТОВИЧ ЯВОНЕНКО — УЧЕНЫЙ-БИОЛОГ, ПЕДАГОГ И ОРГАНИЗАТОР ВЫСШЕГО ПЕДАГОГИЧЕСКОГО ОБРАЗОВАНИЯ

Охарактеризованы четыре направления деятельности Александра Федотовича Явоненко: организационный, научно-исследовательский, преподавательский и общественный. Отмечены его личностные качества как руководителя высшего учебного педагогического заведения, прекрасного лектора и наставника студенческой молодежи.

Ключевые слова: Александр Федотович Явоненко, преподавание, руководство, педагогическое образование, естественный факультет

M.M. Barna, L.S. Barna

Volodymyr Gnatyuk Ternopil National Pedagogical University, Ukraine

ALEXANDER FEDOTOVICH YAVONENKO — SCIENTIST OF BIOLOGY, TEACHER AND ORGANIZER OF HIGHER PEDAGOGICAL EDUCATION

Chotyre directions to activity of Alexander Fedotovych Yavonenko are described: organizational, scientific and research, teaching and public. His personality qualities are marked as a leader of higher educational pedagogical establishment, wonderful lecturer and tutor of student young people.

Keywords: Alexander Fedotovych Yavonenko, teaching, guidance, pedagogical education, environmental faculty

Рекомендує до друку

В.В. Грубінко

Надійшла 14.02.2011

УДК 50(091):50-051

В. В. ГРУБІНКО

Тернопільський національний педагогічний університет ім. Володимира Гнатюка
вул. М. Кривоноса, 2, Тернопіль 46027, Україна

ОЛЕКСАНДР ФЕДОТОВИЧ ЯВОНЕНКО : ФОРМУВАННЯ НАУКОВОЇ ШКОЛИ

Лідерство в науці – це не просто караван суден у відкритому морі, а караван суден, що йдуть крізь кригу, коли переднє судно повинно прокладати шлях, ламаючи лід. Воно повинно бути найсильнішим і мусить вибирати правильний шлях.

Петро Леонідович Капіца

В статті наведено основні етапи наукової діяльності О. Ф. Явоненка і його учнів, подано коротку характеристику змісту досліджень у лабораторіях екологічної біохімії в Тернопільському та Чернігівському педагогічних університетах протягом 30-ти років і хронологію захисту дисертацій.

Ключові слова: Олександр Федотович Явоненко, наукова школа, екологічна біохімія гідробіонтів

Серед імен науковців-сучасників, які збагатили біологічну, сільськогосподарську та педагогічну науки і українську вищу освіту, почесне місце належить видатному вченому, педагогові, талановитому організатору освіти і науки, доктору біологічних наук, професору, член-кореспонденту АПН України, Заслуженому працівникові народної освіти Української РСР **Олександру Федотовичу Явоненку** [29, 47, 112].

Наукові здобутки О. Ф. Явоненка та його школи – це, насамперед, активна участь у формуванні в Україні нового напрямку біохімії – **екологічна біохімія водних організмів**.

Становленню О. Ф. Явоненка як науковця сприяло його цілеспрямоване зростання як спочатку допитливого учня, потім активного студента, що цікавився глибинними механізмами біологічних перетворень молекулярно-метаболічному рівні, а згодом інтерес до пізнання, наукова амбітність та висока працездатність молодого дослідника-аспіранта, пізніше – сформованого науковця, який виконав докторську дисертацію на високому для його часу рівні і започаткував власний напрям у вивченні проблеми молекулярно-метаболічних механізмів адаптації тварин до факторів середовища їх існування. Його ґрунтовна освіта, здатність і постійне бажання вчитися, сомоудосконалюватися, діяльна натура та висока працездатність і динамізм стали основою для послідовного і успішного зростання науковця.

Після закінчення середньої школи у 1957 році Олександр Федотович здобуває вищу освіту, закінчивши у 1962 році зоотехнічний факультет Херсонського сільськогосподарського інституту. Після короткотривалої викладацької роботи асистентом кафедри анатомії, фізіології і біохімії Херсонського сільгоспінституту (05.1962–11.1963) молодий зоотехнік цікавиться пізнанням процесів життя на молекулярному рівні і тому у 1963 році вступає до аспірантури при УНДІ фізіології та біохімії сільськогосподарських тварин Аграрної академії наук України (лабораторія обміну речовин) у м. Львові (нині Інститут біології тварин НААН України), яку успішно закінчує у 1966 р. захистом кандидатської дисертації у жовтні цього ж року [161].

Кандидатське дослідження О. Ф. Явоненка присвячено дослідженню виділення стінкою рубця жуйних тварин в його порожнину білків, амінокислот, сечовини і аміаку [153].

АКАДЕМІЯ НАУК УКРАЇНСЬКОЇ ССР
ІНСТИТУТ БІОХІМІЇ

А. Ф. ЯВОНЕНКО

ВЫДЕЛЕНИЕ АЗОТИСТЫХ СОЕДИНЕНИЙ
СТЕНКОЙ РУБЦА КРУПНОГО РОГАТОГО СКОТА

Автореферат
диссертации на соискание ученой степени
кандидата биологических наук

Київ — 1966 г.

Работа выполнена в лаборатории обмена веществ Украинского научно-исследовательского института физиологии и биохимии сельскохозяйственных животных.

Научный руководитель — член-корр. АН УССР, заслуженный деятель науки УССР, доктор биологических наук, профессор С. З. Гжицкий

Диссертация изложена на 161 странице машинописи. Текст иллюстрирован 35 таблицами, 16 рисунками (фото). Список использованной литературы включает 282 наименования, в том числе 145 на иностранных языках.

Фрагменты работы доложены на XXII научной конференции по итогам научно-исследовательской работы Львовского зооветеринарного института 27 апреля 1966 г., на второй всесоюзной конференции биохимиков сельскохозяйственных вузов в г. Ереване 19 мая 1966 г., на первой конференции молодых ученых при научно-исследовательском институте земледелия и животноводства западных районов УССР 7 июня 1966 г.

Защита диссертации состоится на заседании Ученого Совета Института биохимии АН УССР « » 1966 года.

Отзыв на автореферат просьба направлять по адресу: г. Киев-30, ул. Леонтовича, 9, Институт биохимии АН УССР, секретарю Ученого Совета.

Автореферат разослан « » 1966 года.

Перечень изданий, в которых опубликованы основные положения диссертации

1. Азотові сполуки у вмісті рубця та їх виділення стінкою в залежності від сезонів. Тези доповідей XXII наукової конференції по підсумках науково-дослідної роботи Львівського зооветеринарного інституту за 1965 рік, 25—28 квітня 1966 р. Львів, 1966.

2. Проникновение некоторых азотистых соединений в «малый рубец» при различных условиях кормления. Материалы Второй всесоюзной конференции биохимиков сельскохозяйственных вузов, 18—22 мая 1966 г. Ереван, 1966.

3. Вплив згодовування сечовини на проникання азотистих сполук до «малого рубця». Тези доповідей першої конференції молодих вчених при науково-дослідному інституті землеробства і тваринництва західних районів УРСР, 7—8 червня 1966 р. Львів, 1966.

4. До кругообігу азоту в організмі жуйних. Там же.

5. Вплив інсуліну на проникання азотистих сполук через стінку рубця у великої рогатої худоби. Доповіді АН УРСР, № 9, 1966.

6. Влияние кормления на скорость проникновения некоторых азотистых соединений в полость рубца крупного рогатого скота. Физиология и биохимия сельскохозяйственных животных, в. 5, из-во «Урожай», 1966.

В цій роботі показано, що динамічна рівновага небілкових азотистих сполук встановлювалася через 45-60 хв. Виявлено сезонні відмінності виділення азотистих сполук у вміст рубця. За згодовування сечовини майже не змінювалася загальна кількість азоту, що виділяється стінкою. Аміак і сечовина виділялися стінкою рубця більше при підвищеному їх рівні в крові. При згодовуванні зеленої кукурудзи амінокислот виділялося значно більше, ніж при згодовуванні люцерни. Після прийому тваринами корму збільшувалося виділення загальної кількості азотистих сполук, що відбувається виключно за рахунок білкового азоту, оскільки виділення амінокислот і аміаку було навіть меншим. Введення інсуліну натщесерце приводило до підвищення концентрації загального і білкового азоту у вмісті рубця і зниження концентрації аміаку. Отже, здійснене дослідження чітко відповідало на питання про перебіг та регуляцію балансу азотистих сполук у травній системі жуйних тварин.

Офіційним визнанням наукової вагомості результатів став не тільки захист дисертації у базовій установі АН УРСР в галузі біохімії — Інститут біохімії ім. О. В. Палладіна АН УРСР, а й публікування її основних положень у такому авторитетному науковому виданні України як Доповіді АН УРСР [164].

Після закінчення аспірантури з листопада 1966 р. до березня 1967 р. О. Ф. Явоненко працює на посаді старшого наукового співробітника Київської дослідної станції тваринництва (с. Терезіно Київської обл.), а у період 04.—08.1967 р. — старший викладач, з 09.1967 р. до 02.1973 р. — завідувач кафедри хімії, з 02.1973 р. до 08.1974 р. — проректор з наукової роботи Херсонського державного педагогічного інституту. У вересні 1969 р. О. Ф. Явоненку присвоєно вчене звання доцента кафедри хімії. Активно працюючи на викладацькій та адміністративній ниві, молодий науковець продовжує цікаві дослідження в царині біохімії травлення в рубці жуйних тварин. Плідна праця молодого науковця у жовтні 1973 р. завершується захистом докторської дисертації на тему «Роль стінки рубця в азотистому обміні великої рогатої худоби і овець» з спеціальності «біохімія» у УНДІ фізіології та біохімії сільськогосподарських тварин Академії аграрних наук України (диплом доктора наук за № 002169 МБЛ Вищої Атестаційної Комісії СРСР від 21 лютого 1975 року) [162].

ПЕРСОНАЛІЇ

Докторська дисертація О. Ф. Явоненка охоплює низку фундаментальних проблем азотистого обміну, розкриває механізми відновного амінування та трансформації неорганічного азоту у жуйних тварин.

МИНИСТЕРСТВО СЕЛЬСКОГО ХОЗЯЙСТВА СССР
ЛЬВОВСКИЙ ЗООВЕТЕРИНАРНЫЙ ИНСТИТУТ

ЯВОНЕНКО
Александр Федотович,
кандидат биологических наук, доцент

РОЛЬ СТЕНКИ РУБЦА
В АЗОТИСТОМ ОБМЕНЕ
КРУПНОГО РОГАТОГО СКОТА
И ОВЕЦ
(03.00.04 — биохимия)

Автореферат
диссертации на соискание ученой степени
доктора биологических наук.

ЛЬВОВ — 1973.

Работа выполнена на кафедре химии Херсонского государственного педагогического института им. Н. К. Крупской.

НАУЧНЫЙ КОНСУЛЬТАНТ —

член корреспондент АН УССР, заслуженный деятель науки УССР, доктор биологических наук, профессор С. З. Гжицкий.

ОФИЦИАЛЬНЫЕ ОППОНЕНТЫ:

1. Доктор биол. наук, профессор А. А. Алиев;
2. Доктор биол. наук, профессор В. П. Короткоручко;
3. Доктор биол. наук, профессор З. П. Скородинский.

Ведущее предприятие — Белоцерковский сельскохозяйственный институт.

Автореферат разослан «.....» 197 г.

Защита диссертации состоится «...» 197 г.
в 13 часов в аудитории № 1 на заседании Совета Львовского зооветеринарного института (г. Львов-10, ул. Пекарская, 50).

С диссертацией можно ознакомиться в библиотеке института.

Ученый секретарь Совета,
доцент

ПРОЗОРА К. И.

Вперше було показано, що у тканині стінки рубця піддаються амінуванню піровиноградна, щавелевооцтова і α -кетоглутарова кетокислоти з утворенням аланіну, аспарагінової і глутамінової кислот [154]. Інтенсивність процесу вища у випадку α -кетоглутарової і фумарової кислот [159]. У стінці рубця великої рогатої худоби протікають також реакції переамінування. Активними акцепторами аміногрупи є α -кетоглутарова, щавелевооцтова, гліоксилова і піровиноградна кислоти. Донором аміногрупи є більшість амінокислот (окрім цистину і лізину), глутамін і аспарагін. Найбільш активними з них є аспарагінова і глутамінова кислоти, аланін, гліцин, аргінін, аспарагін і глутамін [165, 166].

Стінки рубця, особливо епітеліальні частини, здатні зв'язувати по вільних карбоксильних групах значні кількості аміаку, що поступає з порожнини рубця. Інтенсивність забарвлення епітелію рубця знаходиться у взаємозв'язку з активністю реакцій, що протікають в ньому. Швидкість амінування α -кетоглутарової кислоти, а також активність аспартат- і аланін-аміотрансфераз посилюється у міру посилення кольору [163].

При згодовуванні тваринам у складі раціону сечовини посилюється виділення стінкою рубця білка, сечовини і аміаку і покращується виділення амінокислот. Сечовина гальмує амінування α -кетоглутарової кислоти, а аміак — аміотрансферази. Введення інсуліну підвищує інтенсивність обміну речовин в стінці і виділення азотистих сполук, в першу чергу білка. Інсулін також значно підсилює використання тканиною стінки рубця аскорбінової кислоти, у тому числі і для реакції відновного амінування α -кетоглутарової кислоти [155, 156].

У присутності АТФ α -кетоглутарова кислота піддається неферментативному амінуванню, яке значно прискорюється іонами цинку. Для реакції відновного амінування α -кетоглутарової кислоти необхідна енергія АТФ і наявність вільної аміногрупи аденіну НАД⁺ або АТФ, АДФ, АМФ [157, 158, 160].

Треба зазначити, що дослідження О. Ф. Явоненка на той час були досить добре апробовані і обговорені широким науковим загалом, оскільки їх результати опубліковані у таких авторитетних наукових часописах як «Доповіді АН УРСР» (3 статті), «Український біохімічний журнал» (5 статей), «Фізіологія і біохімія сільськогосподарських тварин» (5 статей) та представлені на низці Всесоюзних і Всеукраїнських конференцій (Второй Всесоюзной конференции биохимиков сельскохозяйственных вузов, 19 мая 1966 г.; Четвертой Всесоюзной конференции по физиологическим и биохимическим основам повышения продуктивности сельскохозяйственных животных, 14 сентября 1966 г.; Третьем Всесоюзном

совещании по экологической физиологии, биохимии и фармакологии, 11 апреля 1967 г.; Четвертой республиканской научной конференции по физиологии и биохимии сельскохозяйственных животных, 11 июня 1969 г.; Втором Всесоюзном биохимическом съезде, 22 октября 1969 г.; Одиннадцатой Всесоюзной конференции по физиологии и патологии пищеварения, 30 июня 1971 г.; Научной конференции физиологов, патофизиологов, биохимиков, фармакологов, клиницистов Украины и Молдавии по проблеме «Физиология и патология пищеварения», 6 сентября 1972 г. тощо).

Встановлені у докторському дослідженні закономірності нині стали класикою біохімії тварин, включені до підручників з біохімії і фізіології, однак тоді практично кожний висновок дисертації О. Ф. Явоненка був базовим, започаткував ідею для подальшого дослідження, виконаного пізніше учнями Олександра Федотовича, які підтвердили універсальність і фундаментальність висновків О. Ф. Явоненка на тваринах інших груп, відмінних еволюційно і екологічно (див. далі).

Керівником кандидатської, і консультантом докторської дисертацій О. Ф. Явоненка був видатний український вчений і талановитий наставник, доктор біологічних наук, професор, член-кореспондент Академії наук Української РСР Степан Зенонович Гжицький (14.01.1900–19.08.1976), який сформував і виплекав плеяду талановитих біохіміків с/г тварин. Значну деципу людяності, інтелігентності, працьовитості, прагнення до постійного пошуку та самовдосконалення в собі Олександр Федотович завдячував саме Степану Зеноновичу, якого вважав своїм другим батьком і прикладом.

Успішний науковець та педагог, який мав на той час 35 наукових та науково-педагогічних праць у провідних виданнях, не міг бути непоміченим як педагогічною і науковою громадськістю, так і керівниками освітньої галузі. У характеристиці Олександра Федотовича, підготовленій керівництвом Херсонського державного педагогічного інституту ім. Н. К. Крупської навесні 1974 р., відзначається дисциплінованість, старанність, авторитет серед колег та студентів, широкий науковий світогляд та педагогічний і організаторський хист О. Ф. Явоненка. Завдяки цьому 26 серпня 1974 р. Олександр Федотович призначений ректором Тернопільського державного педагогічного інституту. На цій посаді О. Ф. Явоненко працював до 12 січня 1982 року. Одночасно з цим 16 вересня 1975 р. Олександр Федотович обраний за конкурсом на посаду завідувача кафедри хімії Тернопільського державного педагогічного інституту. У 1976 році кафедра хімії була поділена на кафедри неорганічної та органічної і біологічної хімії, які відповідно очолювали доц. Куратова Т.С. (у 1976–1984 рр.) та проф. Явоненко О. Ф. (у 1976–1982 рр.). 15 жовтня 1976 р. Явоненку О. Ф. присвоєно вчене звання професора кафедри органічної і біологічної хімії Тернопільського державного педагогічного інституту [29, 161].

З початку роботи у Тернополі О. Ф. Явоненко продовжує дослідження з проблематики травлення у с/г тварин у залежності від факторів живлення. Для цього протягом трьох-п'яти років новостворений колектив дослідницької лабораторії у складі викладачів кафедри хімії, пізніше органічної і біологічної хімії, Б. В. Яковенка, Р. М. Шандрука, Л. М. Романишиної, С. В. Крутовського, пізніше В. З. Куранта, створює науково-експериментальну базу у ауд. 108 природничого факультету (нині корпус інженерно-педагогічного факультету), а пізніше у зв'язку з перебудуванням факультету – у ауд. 151 головного корпусу університету (вул. М. Кривоноса, 2), де вона знаходиться нині [112]. В лабораторії також виконують дослідження працівники факультету, вихованці “львівської школи фізіології і біохімії тварин” кандидати біологічних наук С. Й. Грушко, С. В. Крутовський, В. О. Яковлев [112].

Під керівництвом О. Ф. Явоненка кандидатську дисертацію на тему «Химическая природа и физиологическая роль пигмента слизистой оболочки рубца крупного рогатого скота» виконує Борис Володимирович Яковенко, який досліджував фізіологічну роль пігментів слизової оболонки рубця великої рогатої худоби [174]. У цій дисертації, захищеній 22.11.1978 р. у Українському науково-дослідному інституті фізіології і біохімії сільськогосподарських тварин (м. Львів), встановлено, що пігментація слизової оболонки рубця як характерна особливість жуйних тварин, обумовлена наявністю в поверхневому шарі епітелію залізовмісного комплексу (Fe-AK), зв'язанного з білком [176]. Досліджено біологічну природу пігменту. Встановлено, що утворення і відкладення пігменту відбувається циклічно залежно від пори року і характеру живлення тварин. Пігментація епітелію рубця знаходиться у

взаємозв'язку з продуктивністю тварин, бо у тих з них, що мають інтенсивну пігментацію, знижуються прирости, що обумовлено зміною функціонального стану слизової оболонки рубця і зниженням інтенсивності обмінних процесів в ній і тваринному організмі загалом [173, 177].

Дослідженням азотистого обміну у тварин займалася також старший викладач кафедри органічної і біологічної хімії Людмила Михайлівна Романишина [100, 112]. В кандидатській дисертації, яку Людмила Михайлівна захистила у 1985 р. [118] у Московському державному педагогічному інституті імені В. І. Леніна, досліджено відновне амінування α -кетоглутарату в морських свинок і кроликів, його регуляцію та механізм передачі атомів водню від дегідроаскорбінової кислоти через нікотинамідні коферменти на α -кетоглутарат. Таким чином, у цій роботі поглиблено відомості про обмін α -кетоглутарату у тварин, що традиційно не випадало з уваги дослідників школи О. Ф. Явоненка впродовж всього періоду її функціонування (див. далі).

Окремі аспекти амінокислотного обміну і роль амінокислот в енергетичних процесах у тварин разом з Л. М. Романишиною досліджувала асистент Антоніна Степанівна Грицюк [112].

Разом з тим, коло досліджуваних проблем для О. Ф. Явоненка стало завузьким. До організованої ним лабораторії прийшли молоді дослідники – випускники природничого факультету Тернопільського педінституту: Р. М. Шандрук – у 1975 р.; В. З. Курант – у 1977 р.; В. В. Грубінко – у 1981 р. Тематика досліджень вимагала розширення, проте для експериментів з жуйними тваринами, особливо для проведення виробничих дослідів, у Тернопільському державному педагогічному інституті не було належної експериментальної майданчика (дослідного господарства), як це було організовано у Українському науково-дослідному інституті фізіології і біохімії сільськогосподарських тварин (м. Львів). Крім того, Олександр Федотович з молодією командою дослідників відчували високий науковий потенціал і на підставі цього мали здорову наукову амбітність розвивати власний, новий напрямок біохімії тварин, відмінний від традиційних досліджень “львівської школи”, очолюваної вчителем проф. С. З. Гжицьким.

У 1978–1980 рр. увагу О. Ф. Явоненка привертає малорозроблена наукова проблема, що мала як сільськогосподарсько-практичне, так і екологічне значення, – **екологічна фізіологія і біохімія риб**. На той час в цій царині вже були відомі окремі фундаментальні роботи як зарубіжних – Л. Гольдштайн [187], Р. М. Лав [93], Д. Шьюэн [150], так і вітчизняних – В. І. Лукьяненко [99], В. С. Сидорова [1], К. Ф. Сорвачева [124], В. В. Хлебовича [141], Г. Є. Шульмана [138, 149] та ін. вчених. Проте ці роботи не відповідали на низку питань про механізми метаболічної адаптації риб різних таксономічних і екологічних груп до факторів середовища їх існування та годівлі. Тому у структурі АН УРСР цей напрям досліджень також вважався актуальним і в цій царині було розпочато активні дослідження.

Базовим з цих досліджень став Інститут гідробіології АН УРСР, який у 1980 р. очолив видатний український вчений-гідробіолог, фізіолог і біохімік, академік НАН України, доктор біологічних наук, професор Віктор Дмитрович Романенко [8]. У відділі фізіології і біохімії водних тварин, створеному В. Д. Романенком у Інституті гідробіології АН УРСР у 1972 р., здійснювалися дослідження фізіолого-біохімічних механізмів адаптації прісноводних, переважно корошових, риб до умов тепловодного вирощування та вуглекислотного режиму [15, 117]. Разом з тим, вже тоді актуальним вважали питання про вплив на метаболізм і реалізацію біопотенції риб токсичних факторів [101].

Новий напрям науки на межі фізіології, біохімії і гідробіології, що ставив за мету вирішення практичних завдань рибництва та також мав екологічну складову, привернув увагу О. Ф. Явоненка, який восени 1980 р. з власної ініціативи зустрічається в Києві з директором Інституту гідробіології АН УРСР професором В. Д. Романенком, щоб заявити про намір “тернопільської лабораторії” влитися до лав дослідників у цій царині та скоординувати дослідження. Це означало започаткування у Тернопільському державному педагогічному інституті практично нового на той час напрямку наукових досліджень – **екологічної біохімії риб**, згодом інших гідробіонтів, що потім сформувалася в потужну наукову школу та розширилася за межі вперше створеної Олександром Федотовичем лабораторії у Тернополі.

Розпочавши практично з нуля, найперше була дообладнана науково-дослідна лабораторія. Стараннями Олександра Федотовича був придбаний сучасний автоматичний амінокислотний аналізатор (AAA-1, Чехія), ряд оптичних та аналітичних вимірювальних

приладів, побудований акваріумний комплекс. Матеріально-технічне забезпечення якісно здійснювали зав. лабораторіями О. В. Луцев та інженер М. В. Процько. Дослідження розгорнулися широким фронтом: к.б.н., доц. С. В. Крутовський досліджував аспекти ліпідного обміну у риб в процесі зимівлі; асистент кафедри органічної і біологічної хімії Р. М. Шандрук досліджував активність ферментів енергетичного і вуглеводного обміну, а лаборант, згодом асистент кафедри органічної і біологічної хімії В. З. Курант – особливості перебігу білкового та нуклеїнового обміну у корошових риб за різних режимів їх витримування [112]. Безпосередньо у лабораторії керував цими дослідженнями к.б.н., доц. Б. В. Яковенко, перед яким було поставлено завдання підготувати докторську дисертацію з проблеми енергетичного та пластичного використання амінокислот в організмі риб та дослідження альтернативних шляхів енергозабезпечення їх організму за різних режимів вирощування. В контексті цієї проблематики став працювати з жовтня 1981 р. над питанням утворення, утилізації і виведення аміаку в організмі коропа стажист-дослідник кафедри органічної і біологічної хімії В. В. Грубінко [112], який з ініціативи О. Ф. Явоненка був залишений на кафедрі після закінчення природничого факультету інституту.

З лабораторією О. Ф. Явоненка активно співпрацювали фізіологи інституту: доц. С. Й. Грушко, доц. В. О. Яковлев, асист. С. І. Галантюк [112]. Наукова прогресивність та здорова амбітність О. Ф. Явоненка проглядалася і в тому, що він не міг змиритися з тим, що наукові дослідження у Тернополі, як стереотипно вважали науковці відомих “столичних” дослідницьких установ і навчальних закладів, може бути тільки “хуторянською”, другорядною, низькопробною, а ставив молодим науковцям завдання конкурувати з останніми, переконував і вселяв у нас впевненість про можливість долати психологічний стереотип “наукової меншовартості”. Для цього, звичайно, крім відповідного психологічного настрою та ґрунтовної наукової підготовки, було потрібне відповідне обладнання, придбанням (“диставанням”) якого Олександр Федотович займався особисто.

Активна організаційна та дослідницька діяльність лабораторії швидко дала перші результати, що вилилися у наукові повідомлення високого рівня у провідних фахових наукових часописах. У 1979–1980 рр. співробітники лабораторії публікують ряд робіт про вміст білків і нуклеїнових кислот у риб різного віку [84, 167], вплив на білковий обмін у коропа екологічних факторів, насамперед температури [178], особливості білкового обміну у риб в умовах низькотемпературного голодування [179]. Ці роботи стали основою для подальших досліджень, що згодом виокремилися в теми для виконання дисертаційних робіт: енергетична і пластична роль амінокислот в адаптації риб до факторів середовища їх існування (доц. Б. В. Яковенко), білково-нуклеїновий обмін у риб у залежності від умов існування (В. З. Курант), метаболічні основи забезпечення енергетичного, кислотно-основного та пластичного гомеостазу клітин і організму риб у несприятливих умовах існування (В. В. Грубінко).

Олександр Федотович практично ніколи не правив рукописів статей чи дисертацій своїх учнів, він лише казав про те, що і де йому не подобається у інтерпретаціях чи виразах, залишаючи молодим науковцям поле для творчості, саморозвитку та самовдосконалення. Інколи це нам не подобалося, але дуже швидко ми розуміли, що саме завдяки такій тактиці Олександра Федотовича швидко опановували “ази” наукової творчості та виробили в себе відповідальність за науковий результат і його офіційне представлення, що сприяло швидкому формуванню кваліфікації дослідника. Це давало швидкий науковий та практичний результат.

У розквіті організаторського та наукового таланту в кінці 70-х – на початку 80-х рр. ХХ ст. Олександр Федотович у Тернополі створив практично новий за якістю та показниками діяльності педагогічний інститут: суттєво розширився перелік спеціальностей, за якими готували вчителів, завдяки чому вуз з регіонального отримав загальноукраїнське визнання; сформувався і укріпився якісно кадрами вищої кваліфікації професорсько-викладацький персонал (в інституті суттєво зросло число кандидатів наук, доцентів та з’явилися перші доктори наук, професори – Т. К. Зеленчук, О. Ф. Явоненко, І. В. Шуст); підвищився рівень наукової та науково-методичної роботи; восени 1977 р. було здано в експлуатацію нове приміщення головного корпусу інституту (нині корпус № 1 на вул. М. Кривоноса, 2) та новий гуртожиток для студентів (нині гурт. № 2 на вул. М. Кривоноса, 2а). Інститут почали відмічати і ставити за приклад на рівні Міністерства освіти Української РСР та у державних інстанціях як

один з найкращих серед вищих педагогічних навчальних закладів не тільки України, а й Союзу. Олександр Федотовичу можна було б відпочити після семи років напруженої праці в створеному ним і керованим ним колективом “храмі педагогічної освіти і науки”. Проте доля розпорядилася так, що 12 січня 1982 р. наказом Міністерства освіти Української РСР (№ 22-к) професора О. Ф. Явоненка було призначено на посаду ректора Чернігівського державного педагогічного інституту ім. Т. Г. Шевченка (нині – Чернігівський національний педагогічний університет імені Т. Г. Шевченка), на якій він пропрацював до квітня 2005 р., а загалом у цьому університеті – до 14 травня 2009 р.



Колективи кафедр загальної і неорганічної та органічної і біологічної хімії Тернопільського державного педагогічного інституту (кінець грудня 1981 р. – зустріч О. Ф. Явоненка з колективами кафедр з нагоди його від'їзду до м. Чернігова на посаду ректора Чернігівського державного педагогічного інституту ім. Т. Г. Шевченка)

(зліва направо – лаборант каф. орг. і біол. хімії Ю.І. Стець; лаборант каф. заг. і неорг. хімії М.М. Гарбузинська; к.х.н., доц. каф. орг. і біол. хімії З.Я. Крайнер; лаборант каф. заг. і неорг. хімії М.В. Парфанович; к.б.н., доц. каф. анатомії і фізіології людини і тварин, декан природничого факультету С.Й. Грушко; асист. каф. заг. і неорг. хімії А.С. Грицюк; асист. каф. орг. і біол. хімії В.З. Курант; к.п.н., доц. каф. заг. і неорг. хімії А.С. Дробочкий; інженер каф. орг. і біол. хімії М.В. Процько; асист. каф. заг. і неорг. хімії А.Ф. Бурбан; д.б.н., проф., зав. каф. орг. і біол. хімії, ректор інституту О.Ф. Явоненко; асист. каф. орг. і біол. хімії Л.М. Романишина; к.х.н., доц., зав. каф. заг. і неорг. хімії Т.С. Куратова; к.б.н., доц. каф. орг. і біол. хімії С.В. Крутовський; асист. каф. заг. і неорг. хімії Б.І. Харченко; к.б.н., доц. каф. орг. і біол. хімії Б.В. Яковенко; к.х.н., доц. каф. заг. і неорг. хімії Н.В. Царьова; лаборант каф. орг. і біол. хімії Л.П. Свідерська; викл. каф. заг. і неорг. хімії Т.Л. Юхновська; лаборант каф. заг. і неорг. хімії Н.В. Сич; стажист-дослідник каф. орг. і біол. хімії В.В. Грубінко; асист. каф. орг. і біол. хімії Р.М. Шандрук

З переїздом Олександра Федотовича до Чернігова створена ним лабораторія поділяється: в Тернополі продовжують працювати В. З. Курант, доц. С. В. Крутовський, Л. М. Романишина, Р. М. Шандрук. Згодом у 1982 р. на кафедрі органічної і біологічної хімії за сприяння О. Ф. Явоненка приходить працювати Оксана Борисівна Столяр [112, 113], випускниця біологічного факультету та аспірантури кафедри біохімії Львівського державного

університету ім. І. Франка, яка у 1982 р. під керівництвом д.б.н., проф. Б. Ф. Сухомлінова захистила кандидатську дисертацію за спеціальністю “Біохімія” у Українському науково-дослідному інституті фізіології і біохімії сільськогосподарських тварин Української сільськогосподарської академії (м. Львів) з проблеми функціонування і стійкості гемоглобіну тварин за дії несприятливих факторів. Оксана Борисівна в Тернополі продовжує займатися дослідженням білків, але вже у риб, а згодом і інших гідробіонтів, та проблемою киснезабезпечення організму водних тварин в екстремальних умовах і процесами пероксидного окиснення ліпідів і білків (див. далі).

Першою дисертаційною роботою з проблематики нового напрямку дослідження лабораторії в Тернополі стала кандидатська дисертація Володимира Зіновійовича Куранта на тему «Содержание белков и нуклеиновых кислот в тканях некоторых пресноводных рыб и их зависимость от возраста и сезона» з спеціальності “Біохімія” [82], що була захищена у Українському науково-дослідному інституті фізіології і біохімії сільськогосподарських тварин Української сільськогосподарської академії (нині Інститут біології тварин НААН України, м. Львів) у червні 1984 р. вже після переїзду О. Ф. Явоненка до м. Чернігова. Керівником дисертаційного дослідження був д.б.н., проф. О. Ф. Явоненко. Варто згадати, що офіційними опонентами по захисту цієї роботи були відомі українські вчені в галузі фізіології і біохімії тварин (зокрема риб), з якими вихованців школи О. Ф. Явоненка пов’язують тісна співпраця та щира дружба впродовж більше, ніж 30-ти років (див. далі), д.б.н., проф. Вадим Георгійович Янович (Інститут біології тварин НААН України) [6] та уродженець Тернопільщини д.б.н., проф. Орест Михайлович Арсан (Інститут гідробіології НАН України, завідувач відділом екотоксикології) [15, 115].

В дисертації В. З. Куранта вперше встановлені міжвидові відмінності вмісту нуклеїнових кислот і білків в печінці, м’язах, кишечнику і крові коропа, білого амура і білого товстолобика [84], отримані нові дані про зміни вмісту біополімерів в органах і тканинах коропа протягом постнатального онтогенезу, а також в залежності від сезону [85].

Працівники лабораторії к.б.н., доц. Б. В. Яковенко та стажист-дослідник В. В. Грубінко у серпні 1982 р., а згодом зав. кафедри загальної і неорганічної хімії к.х.н., доц. Т.С. Куратова (у 1984 р.), переїхали з Олександром Федотовичем на роботу до м. Чернігова.

В Чернігові талант Явоненка О.Ф., в той час вже досвідченого науковця, педагога, організатора освіти і науки, розквітає багатогранням барв, різноманіттям ідей та справ. Творча, діяльна натура О. Ф. Явоненка швидко пододала всі труднощі, пов’язані з зміною місця роботи і проживання, і з новою енергією, використовуючи багатий досвід попередньої роботи, на новому місці Олександр Федотович береться до знайомої йому справи. У 1982 р. з ініціативи Олександра Федотовича здійснюється перший набір вчителів хімії і біології у Чернігівському державному педагогічному інституті, а згодом у 1983 р. було створено хіміко-біологічний факультет, що нині є одним з найвідоміших в справі підготовки вчителів та науково-педагогічних кадрів вищої кваліфікації в галузі біології, хімії та екології в освітянському просторі вищої освіти України. О. Ф. Явоненко у Чернігівському державному педагогічному інституті ім. Т. Г. Шевченка створює сучасну навчально-матеріальну базу та науково-методичне забезпечення вищої педагогічної освіти, розвиває започатковані під час роботи у м. Тернополі наукові дослідження у царині біохімії та екологічної фізіології і біохімії гідробіонтів, формуючи нову наукову лабораторію відповідного профілю. Саме вона відіграла значну роль у підготовці наукових кадрів. На факультет та у лабораторію прийшла частина працівників, які переїхали разом з О. Ф. Явоненком з м. Тернополя (Б. В. Яковенко, В. В. Грубінко, Т. С. Куратова), та працівники новоствореного у Чернігівському педінституті хіміко-біологічного факультету (О. П. Третяк, В. І. Горностай, І. А. Єгорова, І. П. Фесенко, згодом С. В. Грузнова, А. М. Демченко, А. О. Жиденко, І. М. Курмакова, М. Г. Пархоменко, П. В. Самойленко, В. Л. Шевченко та ін.), пізніше – випускники ЧДПІ ім. Т. Г. Шевченка (О. С. Смольський, О. В. Лукаш, Ю. О. Карпенко, М. О. Колесник, Н. В. Смикун та ін.).

Створення повноцінної лабораторії поряд з клопотами з формування навчально-матеріальної бази хіміко-біологічного факультету зайняло біля двох років. Проте працівники лабораторії зразу активно здійснюють дослідження, розпочаті в Тернополі.

Визнанням фахової спроможності лабораторії до ґрунтовних наукових досліджень стало виїзне засідання Президії Українського біохімічного товариства, що відбулося на базі

Чернігівського державного педагогічного інституту ім. Т. Г. Шевченка у вересні 1983 р. під керівництвом Голови УБТ, директора Інституту біохімії ім. О. В. Палладіна АН УРСР, академіка АН УРСР, д.б.н., проф. В. К. Лішка. На науковому семінарі з доповідями виступили к.б.н., доц. Б. В. Яковенко та асист. В. В. Грубінко. Доповіді були сприйняті позитивно, а напрямок досліджень схвалено як перспективний. Ця акція стала відправною точкою визнання наукових досліджень лабораторії широким науковим загалом.

Дослідження механізмів забезпечення гомеостазу аміаку в організмі риб виливаються у кандидатську дисертацію Василя Васильовича Грубінка на тему «Роль глутамінсинтетази в детоксикації і виведенні аміаку у карпа і її свойства» [19], захищений з спеціальності "Біохімія" у лютому 1989 р. у Московському державному педагогічному інституті ім. В. І. Леніна. Науковий керівник роботи – д.б.н., проф. О. Ф. Явоненко. Одним з офіційних опонентів роботи був к.б.н., с.н.с. О. М. Арсан (Інститут гідробіології АН УРСР). Слід згадати про добрі стосунки та наукове і педагогічне співробітництво О. Ф. Явоненка і голови спеціалізованої ради Московського педінституту, завідувача кафедри органічної і біологічної хімії д.б.н., проф. Ю. Б. Філіпповича, який люб'язно погодився на захист у очолюваній ним спеціалізованій вченій раді дисертацій Л. М. Романишиної та В. В. Грубінка, а згодом був керівником дисертаційного дослідження аспіранта з Чернігівського педінституту О. П. Третьяка (нині к.б.н., доц., декан хіміко-біологічного факультету Чернігівського національного педагогічного університету імені Т. Г. Шевченка).

В дисертаційному дослідженні В. В. Грубінка вперше показано джерела та шляхи утворення аміаку в організмі риб за рахунок активного використання амінокислот у енергетичних процесах, виключну роль глутамінсинтетази у внутрішньотканинній детоксикації аміаку [180] за відсутності у них орнітинового циклу утворення сечовини [31]. Вивчено субклітинну локалізацію, вперше виділено та досліджено властивості і регуляцію активності глутамінсинтетази риб [30].

Ця робота привернула увагу низки видатних вчених-біохіміків. Приїхавши до м. Москви на захист з власної ініціативи, в обговоренні роботи під час її захисту взяв участь завідувач відділу екологічної біохімії риб Інституту біології Карельського філіалу АН СРСР (м. Петрозаводськ, Росія), колега і друг О. М. Арсана, д.б.н., проф. В. С. Сидоров [9], який високо оцінив здійснене дослідження та підтримав починання невідомої тоді для нього лабораторії біохімії риб з Чернігова. Дуже пам'ятною стала увага, виказана до роботи з боку завідувача відділом азотфіксації Інституту біохімії ім. О. М. Баха АН СРСР член-кореспондента АН СРСР, д.б.н., проф. В. Л. Кретовича [7] та провідного наукового співробітника цього ж відділу д.б.н., проф. З. Г. Євстігнєєвої, які наступного після захисту дня через працівницю відділу Н. О. Соловійову, яка була присутня на захисті дисертації, запросили автора дисертації на зустріч у відділ, де "за чашкою чаю" відбувся конструктивний обмін думками з приводу подальшої співпраці, оскільки працівники відділу активно займалися дослідженням глутамінсинтетази з різних організмів, крім риб. Пам'ятним для автора фактом цієї зустрічі було привітання з захистом від В. Л. Кретовича, який буквально сказав: "Молодий чоловіче. Я Вас вітаю з тим, що Ви стали кандидатом в науку". Таке привітання з підтекстом корифея світової біохімії не можна було зрозуміти інакше, як тільки так: "Щоб стати справжнім науковцем – треба захистити докторську дисертацію".

Проблема енергетичного і пластичного забезпечення організму риб за низькотемпературного голодування, досліджена Б. В. Яковенком і В. В. Грубінком, пердбачала вихід у практику. Тому у 1985 р. її розв'язання було доручено Аллі Олександрівні Жиденко, яка перейшла в лабораторію у Чернігові з Інституту сільськогосподарської мікробіології Української сільськогосподарської академії (м. Чернігів). У жовтні 1990 р. А. О. Жиденко захищає кандидатську дисертацію на тему «Особливості метаболізму енергетичних компонентів у зимуючої молоді коропа і роль адаптивних механізмів в її виживанні» [52] з спеціальності "Біохімія" у Інституті біохімії ім. О. В. Палладіна АН УРСР. Науковий керівник роботи – д.б.н., проф. О. Ф. Явоненко. Треба згадати особливе сприяння у підготовці і захисті цієї роботи видатного українського біохіміка д.б.н., проф. М. Д. Курського [107], який також впродовж багатьох років виказує щирю підтримку і надає допомогу вихованцям школи О. Ф. Явоненка.

В дисертаційній роботі А. О. Жиденко вперше встановлена специфіка формування адаптивного енергетичного статусу в тканинах і організмі зимуючих короїв залежно від віку, вгодованості та вмісту в їх тканинах амінокислот [170, 172]. Крім того, виявлено альтернативні шляхи метаболічного забезпечення енергією в процесі низькотемпературного голодування зимуючих риби [55, 56, 171] та зв'язок енергетичного обміну з глутаміновою системою азотистого гомеостазу [169].

Отже, у результаті двох дисертаційних досліджень створено теоретичне підґрунтя для комплексної узагальнюючої роботи про роль амінокислот у забезпеченні адаптацій короїв до несприятливих чинників середовища їх існування. Таке узагальнення на основі ґрунтовних власних експериментальних досліджень здійснив Б. В. Яковенко, який у грудні 1993 р. захистив докторську дисертацію на тему «Метаболізм гліцину в організмі коропа лускатого» з спеціальності «Біохімія» у Інститут фізіології і біохімії сільськогосподарських тварин Академії аграрних наук України (м. Львів) [175]. Науковий консультант роботи – д.б.н., проф. О. Ф. Явоненко. Офіційними опонентами роботи були видатні біохіміки тварин д.б.н., проф. С. Й. Кусень (Інститут фізіології і біохімії сільськогосподарських тварин Академії аграрних наук України (м. Львів), д.б.н., проф. О. І. Кононський (Білоцерківський сільськогосподарський інститут) та д.б.н., с.н.с. О. М. Арсан (Інститут гідробіології АН України).

В роботі вперше показана виключна роль амінокислоти гліцину у енергетичному забезпеченні організму коропа в екстремальних станах та її участь у регуляції і підтриманні метаболічного гомеостазу у риби [181]. Встановлено основні шляхи метаболізму гліцину: пряме дезамінування, переамінування. Вперше показана можливість окислення гліцину у риби у гліюксилатному циклі [175, 181]. Встановлені умови та регуляція протікання останнього у риби.

Активний захист дисертацій та здійснення перших випусків вчителів хімії біології у Чернігівського державного педагогічного інституті сприяли залученню до дослідницької діяльності молодих науковців. Так, у 1991 р. після закінчення інституту, виконавши дипломну роботу з проблеми фіксації амонію у кишечнику риби, був направлений до аспірантури Інституту гідробіології АН України у відділ водної токсикології І. М. Коновець, науковим керівником якого став д.б.н., с.н.с. О. М. Арсан.

У лабораторії під керівництвом А. О. Жиденко виконував дипломну роботу О. С. Смольський, який згодом (у 1992 р.) разом з випускником хіміко-біологічного факультету Ю. В. Леусом стали аспірантами О. Ф. Явоненка. У 1993 р. на до докторантури Інституту гідробіології АН України був направлений к.б.н., доц. В. В. Грубінко, науковим консультантом дисертаційного дослідження якого став д.б.н., с.н.с. О. М. Арсан. Таким чином, активізувалася тісна співпраця вихованців школи О. Ф. Явоненка і Інституту гідробіології АН України, особливо відділу водної токсикології (нині відділ екотоксикології) [15]. Тематика досліджень у цьому відділі значною мірою стосувалася вивчення впливу на метаболізм риби токсикантів різної хімічної природи. Тому більшість подальших досліджень були пов'язані з токсикологічними проблемами, що стало виключно актуальним питанням у зв'язку з зростанням антропогенного навантаження на водойми та гідробіонтів.

Ігор Миколайович Коновець після закінчення аспірантури у грудні 1994 р. успішно захистив кандидатську дисертацію на тему «Влияние температуры водной среды на детоксикацию аммиака у карпа при действии ионов свинца» [74] за двома спеціальностями – «Гідробіологія» та «Біохімія» – на засіданні спеціалізованої вченої ради Інституту гідробіології АН України.

В роботі І. М. Коновця показано універсальність функціонування глутамінового шляху зв'язування і виведення аміаку у коропа при різних температурах водного середовища [75] та за дії на риби різних концентрацій, включно токсичних, іонів свинцю [76]. Особливістю цієї роботи було вивчення функціонування метаболічної системи підтримання амонійного гомеостазу у риби за комплексної дії несприятливих факторів – високі температури і дія токсиканту, що сприяло глибшому розкриттю особливостей обміну речовин у риби в умовах реального середовища існування, особливо за токсичного пресу важких металів.

Варто відзначити, що захист цієї дисертації за наполяганням дисертанта та наукового керівника О. М. Арсана в спецраді Інституту гідробіології вперше відбувся українською мовою.

Незабаром у червні 1995 р. у цій самій спеціалізованій вченій раді відбувся захист докторської дисертації В. В. Грубінка на тему «Адаптивні реакції риб до аміаку водного середовища» [21] також за двома спеціальностями – "Гідробіологія" і "Біохімія". Науковий консультант роботи – д.б.н., с.н.с. О. М. Арсан. Офіційними опонентами на захисті роботи були д.б.н., с.н.с. В. Д. Соломатіна (Інститут гідробіології АН України), д.б.н., проф. Г. І. Калачнюк (Львівський зооветеринарний інститут ім. С. З. Гжицького) та д.б.н., проф. М. О. Захаренко (Київський сільськогосподарський інститут).

В цій дисертаційній роботі розвивається концепція про формування в організмі риб за інтоксикації аміаком цілісної системи фізіолого-біохімічних адаптацій та знешкодження токсиканту, що функціонує як каскадний механізм, суть якого полягає у почерговості активування систем його знешкодження в часі та з зростанням концентрації [33, 34]. Вперше встановлено, що адаптація риб до підвищених рівнів аміаку здійснюється за рахунок його зв'язування в глутамін глутамінсинтетазою, у NADPH-глутаматдегідрогеназній реакції та за участю комплексу реакцій глюкозо-аланінового циклу [20, 38, 57]. Виявлена виключна роль молекулярних форм глутамінсинтетази в адаптації риб до аміаку [34]. Вперше досліджено молекулярний механізм взаємодії аміаку з глутамінсинтетазою риб. Встановлено зв'язок між концентрацією аміаку у водному середовищі та тривалістю токсичної дії на риб і рівнем активності адаптивних систем його детоксикації [35]. Одержано нові дані про активування аміаком перерозподілу ендогенних енергетичних ресурсів організму. Встановлено співвідношення активності основних шляхів енергоутворення, виявлено активацію компенсаторно-адаптивних систем енергозабезпечення організму риб за дії аміаку та вивчено їх роль в його детоксикації, а також підтриманні метаболічного гомеостазу в тканинах [36].

Крім того, виявлена провідна роль гама-амінобутиратного шунту в забезпеченні функціонування нейромедіаторної системи в мозку риб. На основі досліджень кислотно-основної рівноваги та йонного балансу у крові за дії аміаку встановлено механізми порушень його виділення з організму риб [39, 40].

Вперше досліджено функціонування систем підтримання гомеостазу аміаку в організмі риб за спільної дії на них аміаку та інших абіотичних факторів водного середовища (температури, важких металів, гіпоксії) [75, 76]. Виявлено, що за різнохарактерності відхилень в кожному окремому випадку негативної дії загальним для них є порушення систем детоксикації виведення аміаку та його гомеостазу у внутрішніх органах.

Вперше очищена глутамінсинтетаза з м'язів коропа [34]. Вивчено властивості та регуляцію активності її молекулярних форм, що лягло в основу розробки способу корекції систем детоксикації аміаку у коропа катіонами двовалентних металів.

На основі положення про каскадний принцип організації біохімічної адаптації риб до аміаку обґрунтовано висновок про існування мінімумів та максимумів чутливості риб до токсикантів, які відповідають активному та пригніченому станам функціонування адаптивних систем детоксикації [22]. Розроблено критерії оцінки стану риб за токсичної дії водного середовища [37, 42].

Максимальне сприяння виконанню цієї роботи, організаційну і моральну підтримку здійснювали директор Інституту гідробіології АН України, академік АН України, д.б.н., проф. В. Д. Романенко та заступник директора цього ж інституту, член-кореспондент АН України, д.б.н., проф. М. Ю. Євтушенко [15]. Одним з натхненників виконання цієї дисертаційної роботи також був завідувач відділом екологічної біохімії риб Інституту біології Карельського філіалу РАН (м. Петрозаводськ, Росія), добрий друг гідробіологів і біохіміків риб України, д.б.н., проф. В. С. Сидоров, який колись взяв активну участь у захисті кандидатської дисертації В. В. Грубінка (див. вище). Віктор Сергійович за результатами успішної доповіді В. В. Грубінка і її обговорення на науковій конференції «Экологическая физиология и биохимия рыб» (Петрозаводськ, вересень 1992 р.) "благословив" це дослідження на продовження. Також доповідач тоді отримав підтримку видатних вчених у галузі іхтіології та біохімії риб докторів біологічних наук, професорів М. Д. Озернюка, М. І. Шатуновського, Г. Є. Шульмана [16] та ін. В Україні найщирішу підтримку і сприяння цим дослідженням виказував д.б.н., проф. М. М. Великий (тоді провідний науковий співробітник Інституту біохімії ім. О. В. Палладіна та експерт ВАК України з біологічних наук) [106] та завідувач відділом біохімії м'язів цього ж інституту д.б.н., проф. М. Д. Курський [107].

Дисертаційне дослідження В. В. Грубінка стало основою для науково-теоретичного обґрунтування механізмів молекулярно-метаболическої адаптації організму риб до токсикантів водного середовища та за формування у них вторинної інтоксикації аміаком, спричиненої активним використанням амінокислот для енергетичних потреб організму риб, пов'язаних з детоксикацією зовнішнього токсиканта. Ці положення потребували детальної перевірки з використанням різних токсикантів та дослідженням різноманітних метаболических систем. Тому після захисту дисертації та повернення В. В. Грубінка до Чернігівського педінституту, де він з вересня 1995 р. очолював кафедру біології, активізуються дослідження з проблем іхтіотоксикології. В цьому напрямку виконувалася науково-дослідна тематика на замовлення Міністерства освіти і науки України за рахунок держбюджетного фінансування. Активізуються такі роботи з ініціативи В. З. Куранта і у Тернопільському державному педагогічному інституті.

Пропрацювавши на посаді зав. кафедри біології до вересня 1997 р., В. В. Грубінко в силу сімейних обставин переїздить на постійне місце проживання до м. Тернополя, де за пропозицією керівництва інституту з вересня 1997 р. очолює кафедру загальної біології Тернопільського державного педагогічного інституту (нині Тернопільський національний педагогічний університет імені Володимира Гнатюка) на природничому факультеті (нині хіміко-біологічний факультет), а з жовтня 1998 р. обіймає посаду проректора з навчальної роботи, пізніше першого проректора (до жовтня 2006 р.), та за сумісництвом очолює кафедру загальної біології [25, 44, 112].

Підведенням певних підсумків науково-дослідних робіт протягом практично 15-ти років функціонування лабораторії біохімії риб у Чернігівському педінституті стало видання комплексної праці «Екологія, охорона природи, екологічна освіта і виховання» (за ред. д.б.н., доц. В. В. Грубінка) [51], в якій представлені узагальнені результати досліджень та теоретичне осмислення проблеми адаптації гідробіонтів до несприятливих, включно токсичних, факторів середовища їх існування [22, 140] та висловлено ідеї щодо нового напрямку екотоксикологічних досліджень, який був зреалізований дещо пізніше (див. далі) – використання водних рослин для очищення забруднених вод [5]. З цих питань впродовж 1996-1998 рр. виконувалися дослідження з держбюджетних тематик на замовлення МОН України: «Дослідження механізмів адаптації прісноводних риб до токсикантів водного середовища, розробка на їх основі методів біохімічного моніторингу і моделювання екосистем для очищення забруднених вод» та «Оцінка комплексного впливу токсикантів та природних факторів на екосистему малої річки (на прикладі річок Чернігівського Полісся)».

Ще однією подією, що визначила зміст подальших наукових пошуків, стала участь і виступ В. В. Грубінка на Міжнародній науковій конференції у м. Мінськ (Республіка Беларусь) «Проблеми екології культури і духовності», в якій брали участь низка видатних вчених з багатьох країн світу (Великобританії, Німеччини, Польщі, Росії, США тощо) [23], де учасники конференції схвалили і підтримали теоретичні узагальнення з проблеми адаптації і визнали перспективність розкриття механізмів адаптації тварин в трансформованому антропогенному діяльності середовищі, особливо у «постчорнобильський період». Рішення конференції підтвердило правильність вибору проблематики наукового пошуку лабораторій школи О. Ф. Явоненка, а офіційні і кулуарні дебати були корисними для осмислення зробленого і формування стратегії подальших досліджень.

На фоні офіційного визнання досягнень у Чернігівському педінституті продовжують активну підготовку дисертаційних робіт низка молодих науковців. Успішно закінчують аспірантуру О. С. Смольський та Ю. В. Леус, які у березні 1999 р. на спеціалізованій вченій раді Інституту гідробіології НАН України захищають кандидатські дисертації. Керівником виконання обох дисертаційних досліджень був д.б.н., доц. В. В. Грубінко, що започаткувало традицію керівництва виконанням дисертацій вже учнями О. Ф. Явоненка, так би мовити, розпочалося формування другого покоління його наукової школи.

Дисертаційна робота Олександра Сергійовича Смольського на тему «Структурно-функціональні адаптації крові коропа за дії екстремальних факторів довкілля» [123] присвячена проблемі забезпечення сталого функціонування гемоглобінової системи крові риб [39] та підтримання в ній кислотно-основного балансу [40] за несприятливої дії біотичних і абіотичних факторів. Ця робота заповнила прогалину щодо ролі кровоносної системи та

функціонування компонентів крові в комплексних дослідженнях метаболізму у риб в умовах зимівлі та за дії іонів важких металів.

Ще однією неохопленою, але вкрай актуальною і науково перспективною ділянкою досліджень, була проблематика пероксидного окиснення ліпідів в організмі риб. Це питання стало змістом дисертаційного дослідження Юрія Віталійовича Леуса на тему «Перекисне окиснення ліпідів та антиоксидантний захист у риб під впливом факторів водного середовища» [96]. В цій роботі вперше показано зв'язок між ефективністю функціонування гемоглобінової системи крові риб, напруженістю в крові кисню та інтенсивністю пероксидації ліпідів [41]. Крім того, практично вперше для прісноводних риб встановлено високий рівень антиоксидантного захисту організму за різних, включно токсичних, впливів [97, 98], чим підтверджено ефект високого антиоксидантного статусу гідробіонтів загалом як чинника їх успішної адаптації до змінюваних зовнішніх умов існування. Вперше в цій роботі обґрунтовано доцільність та об'єктивність використання для оцінки збалансованості прооксидантно-антиоксидантних процесів коефіцієнту антиоксидантного стану (КАС) [98]. Ідеї, викладені в роботі Ю. В. Леуса, особливо використання КАС для прогнозування успішності життєдіяльності риб, пізніше були розвинені у дисертаційних роботах О. Б. Столяр, Н. Г. Зінковської та Г. М. Фальфушинської (див. далі).

З метою всестороннього охоплення проблеми адаптивного статусу метаболізму риб в екстремальних умовах досліджувалося ще одне вкрай маловивчене питання – участь у адаптації та регуляторна роль у ній нервової системи риб. Ці дослідження здійснювала випускниця кафедри зоології Дніпропетровського державного університету (1995 р.) Вікторія Вікторівна Кривопиша (Жиденко). Вона у травні 2001 р. на засіданні спеціалізованої ради Інституту гідробіології НАН України захистила кандидатську дисертацію на тему «Вплив стрес-факторів водного середовища на адаптивні функції нервової системи коропа» [81]. Науковий керівник – д.б.н., проф. В. В. Грубінко.

В цій роботі вперше вдалося встановити, що енергетичний гомеостаз в мозку риб навіть за нормальних умов, а особливо за інтоксикації речовинами різної хімічної природи, значною мірою забезпечується за рахунок підтримання балансу в його клітинах не тільки вуглеводів, а й окремих амінокислот, у зв'язку з чим існує тісний зв'язок між енергетичним обміном та їх метаболізмом, пов'язаний з виконанням нейромедіаторної функції [43, 58, 59]. Вперше у риб досліджено функціонування гама-амінобутиратного шунта і вплив на нього зовнішніх чинників [60]. Ця ідея пізніше була розвинена у дисертації Г. Б. Чайковської (див. далі).

В кінці 1990-х рр. поживалися дослідження і в лабораторії у Тернопільському педінституті (з жовтня 1998 р. – Тернопільський державний педагогічний університет). Проблематика досліджень була спрямована у екотоксикологічному напрямку. Досліджувалися дві проблеми: а) метаболічні та молекулярні основи участі білків і нуклеїнових кислот у адаптації коропових риб до токсикантів; б) молекулярно-метаболічні механізми підтримання цілісного гомеостазу і адаптації в організмі риб до дії важких металів. На замовлення МОН України розпочинається виконання держбюджетних тематик: «Дослідження метаболічної ролі амінокислот в адаптаційно-компенсаторних процесах в організмі тварин при екологічних стресах» (1999–2000 рр., номер держреєстрації 0199U002522); «Токсикоспецифічні адаптації гідробіонтів та водних екосистем до іонів важких металів та їх регуляція» (2001–2003 рр., номер держреєстрації 0101U000303).

У 1998 р. при кафедрі загальної біології відкривається аспірантура і докторантура з спеціальності «Гідробіологія» та аспірантура з спеціальності «Біохімія». Першими аспірантами кафедри стали випускники хіміко-біологічного факультету університету Н. Г. Зінковська, Ю. В. Синюк та В. О. Хоменчук [25, 44, 112]. Науковим керівником досліджень був д.б.н., проф. В. В. Грубінко. Ці дослідження завершилися успішним захистом кандидатських дисертацій у 2003 р.

У жовтні 2003 р. кандидатську дисертацію на тему «Функціонування антиоксидантних систем у крові риб при інтоксикації йонами міді, цинку, марганцю і свинцю» за спеціальністю «Біохімія» у спеціалізованій вченій раді у Чернівецькому національному університеті імені Юрія Федьковича захистила Наталя Григорівна Зінковська [63]. Науковий керівник – д.б.н., проф. В. В. Грубінко. Максимальну допомогу у підготовці цієї роботи надала керівник дипломної роботи Н. Г. Зінковської к.б.н., доц. О. Б. Столяр.

Ця робота розширила викладені у дисертаційній роботі Ю. В. Леуса уявлення про прооксидантно-антиоксидантний статус у організмі коропа за дії іонів важких металів. Вперше показано подібність впливу йонів міді, цинку, марганцю і свинцю на прооксидантно-антиоксидантний статус крові коропа. Для дії кожного з досліджуваних металів виявлено три дозо-залежні стадії, які адекватно були відображені за допомогою інтегрального показника – коефіцієнту антиоксидантного стану (КАС) системи [63]. При дії токсичних доз металів виявлено індивідуальні особливості їх впливу на стан металоферментів антиоксидантного захисту еритроцитів і плазми крові коропа. Вперше показано діагностичне значення визначення вмісту церулоплазміну та активності каталази в плазмі крові при дії на риб важких металів. Встановлено участь низькомолекулярних тіолів в захисті крові від прямої дії йонів важких металів [133].

У грудні 2003 р. у спеціалізованій вченій раді Інститут біології тварин УААН (м. Львів) захищають кандидатські дисертації Юрій Володимирович Синюк та Володимир Олександрович Хоменчук, обидва з спеціальності “Біохімія”. Науковий керівник обох робіт – д.б.н., проф. В. В. Грубінко. Офіційними опонентами були видатні вчені-біологи, що впродовж багатьох років супроводжували наукові дослідження вихованців школи О. Ф. Явоненка, вже згадувані, доктори біологічних наук, професори В. Г. Янович, О.М. Арсан та М. М. Великий.

В дисертаційній роботі Ю. В. Синюка на тему «Обмін амінокислот і фракційний склад білків у організмі коропа за дії іонів марганцю, цинку, міді та свинцю» [121] вперше встановлено кількісний внесок $[U-^{14}C]$ -гліцину, $[1-^{14}C]$ -аланіну та $[1-^{14}C]$ -лейцину в синтез білків м'язів та печінки коропа за дії іонів марганцю, цинку, міді та свинцю [89, 90, 92]. Вперше за токсичного стресу у риб, викликаного іонами вказаних металів, прослідковано зміни у білковій системі крові: динаміку загального вмісту білків, білковий коефіцієнт та відносні частки білкових фракцій крові [92, 122].

Робота В. О. Хоменчука на тему «Біохімічні особливості проникнення і розподілу деяких важких металів в організмі коропа лускатого» [144] висвітлює питання про механізми надходження та накопичення важких металів в різних органах і тканинах риб у залежності від низки факторів: концентрації і хімічної природи металу, температури тощо. Вперше отримано дані про формування адаптивних систем захисту організму риб від токсичного впливу важких металів шляхом їх внутрішньоклітинного перерозподілу [143]. Встановлено, що токсична дія металу залежить від його природи та концентрації [142]. Виявлено складний характер взаємодії між металами при їх комплексному впливі, що обумовлено спільними механізмами їх транспорту і підтримання іонного гомеостазу [143]. Встановлено (*in vitro*), що проникнення іонів важких металів у зябра та кишечник коропа є регульованим до певної концентрації процесом. У залежності від концентрації іонів металу в середовищі та температури реалізуються різні механізми транспорту важких металів [144].

Відомості про механізми надходження важких металів у клітини різних типів дали можливість пояснити метаболічні ефекти, що викликаються ними у клітинах, не тільки на рівні метаболізму у клітинах печінки і м'язів, а й пояснити глибинні механізми регуляції цих процесів на рівні нервової діяльності.

Цій проблемі була присвячена дисертаційна робота Ганни Богданівни Чайковської (Маньори) на тему «Роль ліпідів в адаптації мозку риб до дії важких металів» [145], що була захищена в листопаді 2005 р. у Чернівецькому національному університеті імені Юрія Федьковича. Науковий керівник – д.б.н., проф. В.В. Грубінко. В результаті дослідження вперше отримано дані про накопичення свинцю, міді, цинку та марганцю у мозку коропа при їх підвищеній концентрації у воді. На субстратно-метаболічному рівні встановлено та проаналізовано зміни вмісту окремих фракцій ліпідів, фосfolіпідів, їх жирнокислотного складу та інтенсивності їх синтезу та окислення у мозку коропа при дії солей важких металів [102, 103]. Встановлено адаптивне значення окремих напрямків ліпідного та фосfolіпідного обміну та динаміки вищих жирних кислот у підтриманні енергетичного та метаболічного гомеостазу [104]. В результаті проведених досліджень було показано, за рахунок яких перебудов ліпідного складу мозку риб здійснюється структурно-функціональне забезпечення токсикорезистентності риб до дії іонів важких металів, встановлене в дисертаційному дослідженні В. В. Кривописи [81].

Накопичення значної кількості експериментального матеріалу про вплив важких металів на окремі ланки обміну речовин та молекулярні і клітинні структури організму риб вимагало їх ґрунтового аналізу, узагальнення та теоретичного осмислення. Це було здійснено у двох докторських дисертаційних роботах.

У жовтні 2003 р. у спеціалізованій вченій раді при Інституті гідробіології НАН України В. З. Курант після закінчення докторантури при кафедрі загальної біології Тернопільського державного педагогічного університету імені Володимира Гнатюка захищає докторську дисертацію на тему «Роль білкового обміну в адаптації риб до дії іонів важких металів» з спеціальності «Іхтіологія» [83]. Науковий консультант – д.б.н., проф. В. В. Грубінко. Офіційні опоненти: д.б.н., с.н.с. В. Д. Соломатіна (Інститут гідробіології НАН України), д.б.н., проф. А. І. Дворецький (Дніпропетровський національний університет) та д. с/г. н., проф. І. М. Шерман (Херсонський державний аграрний університет).

В роботі розвивається концепція про специфічну участь білків та окремих амінокислот в процесах формування стійкості організму риб до дії іонів важких металів (марганцю, цинку, міді та свинцю) [86, 87, 89]. Вивчено накопичення та вперше досліджено перерозподіл іонів марганцю, цинку, міді та свинцю в тканинах і в клітинних компонентах (ядрах, мітохондріях, цитозолі) коропа при їх підвищеному вмісті у воді [142], а також роль в цих процесах мембранних АТФ-аз. Доведено особливу роль окремих вільних амінокислот в забезпеченні стійкості організму коропа до дії важких металів через їх специфічну участь в процесах синтезу білків, ліпідів та вуглеводів. Показано, що високий вміст у воді іонів марганцю, цинку, міді та свинцю впливає на активність ферментів білкового обміну (протеїназ, трансаміназ, глутаматдегідрогеназ), що призводить до зміни спрямування ряду біохімічних перетворень [13, 89, 92]. Із застосуванням методів мічених ізотопів вперше встановлено кількісну участь гліцину, аланіну та лейцину в пластичних та енергетичних потребах в організмі коропа при формуванні його стійкості до підвищених концентрацій іонів важких металів [90]. На основі досліджень динаміки зміни білкового складу сироватки крові коропа при інтоксикації його організму іонами марганцю, цинку, міді та свинцю показана роль альбумінів, альфа-, та бета-глобулінів, а також ліпопротеїдів в процесах адаптації організму риб до іонів важких металів [91, 122].

Запропоновано узагальнену схему участі амінокислот, білків та нуклеїнових кислот, а також роль ферментів білкового обміну в біохімічних процесах, пов'язаних із адаптацією організму коропа до підвищених концентрацій марганцю, цинку, міді та свинцю, на основі якої можливий аналіз молекулярних механізмів адаптації гідробіонтів до токсичної дії іонів важких металів та прогноз засобів їх корекції [88].

Дисертаційна робота В. З. Куранта розкрила низку механізмів участі білків і амінокислот риб у формуванні метаболічної адаптації до іонів важких металів, що суттєво розширило уявлення про їх функціональне значення в адаптації гідробіонтів до факторів середовища загалом.

Окремі дослідження з цієї проблематики, а саме вивчення функціональної ролі у адаптивних процесах у риб глутаматдегідрогеназ і амінотрансфераз досліджував науковий співробітник лабораторії Р. Б. Балабан [13].

Глибокі дослідження проблеми метал-білкової взаємодії на молекулярному рівні, починаючи з кінця 1980-х років, здійснювала О. Б. Столяр. У 2004 р. Оксана Борисівна у вченій раді Інституту біології тварин УААН (м. Львів) захистила докторську дисертацію на тему «Роль металотіонеїнів в детоксикації йонів міді, цинку, марганцю та свинцю в організмі прісноводних риб і молюсків» з спеціальності «Біохімія» [131]. Науковий консультант – д.б.н., проф. В. В. Грубінко. Офіційні опоненти: д.б.н., проф. Л. І. Сологуб (Інститут біології тварин УААН), д.б.н., проф. Б. О. Цудевич (Київський національний університет імені Тараса Шевченка) та д.б.н. проф. О. М. Арсан (Інститут гідробіології НАН України).

У дисертації представлено результати системного дослідження детоксикаційної функції металотіонеїнів коропа і беззубки за впливу на їх організм йонів важких металів (міді, цинку, марганцю і свинцю). Встановлено видові особливості вмісту металів та ізоформного складу металотіонеїнів [126, 134]. Вперше диференційовано три типи відповіді металотіонеїнів гідробіонтів на підвищення вмісту йонів металу в середовищі: акумуляція надлишку металу в металотіонеїнах, посилення олігомеризації металотіонеїнів, поєднане з акумуляцією надлишку

металу, пригнічення їх металзв'язуючої функції [130, 133, 135]. Встановлено залежність між здатністю металотіонеїнів акумулювати надлишок міді в тканинах і активністю антиоксидантного захисту [136]. Уперше показано активацію металотіонеїнів та системи антиоксидантного захисту прісноводних тварин за дії непошкоджуючих концентрацій йонів міді та марганцю на організм. Удосконалено інтегральний показник оцінки концентраційно залежної та видоспецифічної відповіді антиоксидантно-прооксидантного стану, що враховує стан різних чинників системи [136, 198]. Розроблено рекомендації з визначення концентраційно залежної та металоспецифічної відповіді організму на дію металів шляхом використання спектральних характеристик металотіонеїнів.

Молекулярну структуру, функції та взаємодію металотіонеїнів з білками д.б.н. проф. О. Б. Столяр досліджує і після захисту докторської дисертації, створивши власну «Науково-дослідну лабораторію порівняльної біохімії і молекулярної біології» при кафедрі хімії з загальною тематикою досліджень «Порівняльне дослідження метал-депонуючих білків металотіонеїнів та системи антиоксидантного захисту у хребетних і безхребетних гідробіонтів, пошук біохімічних маркерів забруднення водойм» [113]. Впродовж семи років під керівництвом О. Б. Столяр виконано 7 міжнародних дослідницьких проектів разом з вченими з Білорусі, Греції, Угорщини, Південної Кореї, Франції тощо. Оксана Борисівна опублікувала близько 200 наукових праць, в тому числі 7 посібників з грифом Міністерства освіти і науки України, 3 патенти, 85 статей в міжнародних та провідних українських фахових виданнях (як перший або відповідальний за публікацію автор) [113], включно в таких авторитетних міжнародних виданнях як «Comparative Biochemistry and Physiology», «Ecotoxicology and Environmental Safety», «Ecotoxicology» та ін. [184–186].

Під керівництвом О. Б. Столяр виконано і захищено чотири кандидатських дисертації: Г. І. Фальфушинська захистила дисертацію на тему «Роль металотіонеїнів коропа (*Cyprinus carpio* L.) та рака (*Astacus leptodactylus* Eschscholtz) в адаптації організму до забруднення водного середовища» у Інституті біології тварин УААН (м. Львів) з спеціальності «Біохімія» у 2005 р. [139]; А. Є. Мудра захистила дисертацію на тему «Вивчення біохімічних процесів у гепатоцитах коропа і рака за дії пошкоджуючих чинників середовища» у Інституті біології тварин УААН (м. Львів) з спеціальності «Біохімія» у 2008 р. [111]; О. В. Міщук захистила дисертацію на тему «Мультимаркерний підхід у моніторингу забруднення водойм з використанням біохімічних показників двостулкових молюсків» у Чернівецькому національному університеті імені Юрія Федьковича з спеціальності «Біохімія» у 2010 р. [105]; Л. Д. Романчук захистила дисертацію на тему «Особливості функціонування металотіонеїнів та системи антиоксидантного захисту в тканинах жаби *Rana ridibunda* за впливу пошкоджуючих чинників» у Чернівецькому національному університеті імені Юрія Федьковича з спеціальності «Біохімія» у 2010 р. [105].

Наукова лабораторія О. Б. Столяр нині є одним з провідних центрів дослідження металотіонеїнів гідробіонтів (молюски, риби, земноводні) та оксидативних процесів у них в умовах дії несприятливих екологічних факторів, насамперед забруднень антропогенного походження [113].

Еколого-токсикологічні аспекти ставкового рибництва під керівництвом д.б.н., проф. В. Г. Яновича (Інститут біології тварин УААН, м. Львів) досліджувала випускниця хіміко-біологічного факультету ТНПУ ім. В. Гнатюка, нині працівниця кафедри загальної біології Анна Вацлавівна Станіславчук, яка у жовтні 2009 р. на спеціалізованій вченій раді Інституту біології тварин УААН захистила кандидатську дисертацію на тему «Стан антиоксидантної системи в організмі коропа за різного вмісту селену і сірки у воді та раціоні» з спеціальності «Біохімія» [125]. В цій роботі досліджено регулювання сполуками селену і сірки вмісту важких металів та їх метаболізму на фоні дії металів у організмі коропа та вплив добавок натрій сульфату в раціон дворічок коропа на синтетичні і енергетичні процеси в печінці і скелетних м'язах риб [108, 125].

Екотоксикологічні дослідження з кінця 1990-х та впродовж 2000-х років активно здійснюються і в лабораторії у Чернігівському державному педагогічному університеті імені Т. Г. Шевченка. Їх основний зміст у зв'язку з актуальністю проблеми забруднення Чернігівського Полісся некондиційними та використовуваними пестицидами стосувалася дослідження впливу останніх на метаболізм і життєдіяльність прісноводних риб.

Під керівництвом д.б.н., проф. Б. В. Яковенка у 2005 р. виконала і захистила у спеціалізованій вченій раді Інституту гідробіології НАН України кандидатську дисертацію на тему «Вплив пестицидного забруднення водного середовища на іхтіологічні показники та метаболічні перетворення в організмі коропа» Ольга Борисівна Мехед [109]. В роботі вперше системно проаналізовано особливості накопичення різних хімічних форм гербіциду 2,4-дихлорфеноксиоцетової кислоти в залежності від тканини та віку риб; на субстратно-метаболічному рівні дана комплексна характеристика процесів, що відбуваються в організмі коропа різного віку за дії токсикантів залежно від пори року, прослідковано ферментну активність в процесі енергозабезпечення організму риб протягом року під впливом сезонних змін температури, освітлення та залежно від віку риб [110].

Комплексне дослідження з цієї проблематики здійснювала к.б.н., доц. А. О. Жиденко, яка у червні 2009 р. у спеціалізованій вченій раді в Одеському національному університеті імені І. І. Мечникова захистила докторську дисертацію на тему «Морфологічні адаптації різновікових груп *Cyprinus carpio* L. за несприятливої дії екологічних факторів» з спеціальності “Екологія” [54]. Науковий консультант – д.б.н., проф. В. В. Грубінко. Офіційні опоненти: член-кореспондент НАН України, д.б.н., проф. Г. Є. Шульман (Інститут біології південних морів імені О. О. Ковалевського НАН України, м. Севастополь), д.б.н. проф. О. М. Арсан (Інститут гідробіології НАН України, м. Київ) та д.б.н., проф. В. З. Курант (Тернопільський національний педагогічний університет імені Володимира Гнатюка).

В дисертаційній роботі здійснено теоретичне узагальнення і проведено порівняння механізмів формування адаптації коропа до токсичних чинників (гербіциди, фенол, іони свинцю), а також до низьких температур та зимового голодування [43, 59]. На підставі виявлених морфологічних змін органів і тканин встановлено вікові особливості реакції риб на гербіцидне навантаження. Вперше показано взаємозв'язок між хімічною будовою гербіциду, його здатністю проникати в організм з плином часу (4–7–14 діб) та гістологічними змінами в органах коропа (зябра, кишечник, мозок, білі м'язи, печінка) [61]. Для встановлення швидкості проникнення досліджуваних гербіцидів в організм риб запропоновано і вперше розраховано коефіцієнти ліпофільності. Вперше показано взаємозв'язок між хімічною будовою гербіциду і мірою його впливу на спрямованість вуглеводного обміну в коропа [110]. Дано комплексну оцінку розвитку адаптивних реакцій у відповідь на дію стрес-чинників з плином часу (1–14–21 доби перебування риб в токсичних умовах) на метаболічному, клітинному, тканинному і морфологічному рівнях [54]. Вперше показана залежність формування адаптації певного типу від віку: компенсаторної як відповідь на дію шкідливого чинника середовища у цьоголіток і експлуатативної (наступальної) у двохліток коропа [53].

Розширення тематики та різноманіття об'єктів досліджень спонукало до вивчення реакції гідробіонтів на комплексну дію абіотичних та біотичних факторів. Зручним об'єктом для такого дослідження стали прісноводні молюски. З цієї проблематики впродовж проходження докторантури на кафедрі загальної біології Тернопільського національного педагогічного університету імені Володимира Гнатюка у 2007-2010 рр. виконала дисертаційне дослідження завідувач кафедри Житомирського державного університету імені Івана Франка к.б.н., доц. Галина Євгенівна Киричук, яка захистила докторську дисертацію на тему «Фізіолого-біохімічні механізми адаптації прісноводних молюсків до змін біотичних та абіотичних чинників водного середовища» [67] лютому 2011 р. з спеціальності “Гідробіологія” у спеціалізованій вченій раді Інституту гідробіології НАН України (м. Київ). Науковий консультант – д.б.н., проф. В. В. Грубінко. Офіційні опоненти: член-кореспондент НАН України, д.б.н., проф. Г. Є. Шульман (Інститут біології південних морів імені О.О. Ковалевського НАН України, м. Севастополь), д.б. н., проф. В. М. Корнюшин (Інститут зоології НАН України, м. Київ) та д.б.н., проф. В. П. Гандзюра (Навчально-науковий центр Інститут біології Київського національного університету імені Тараса Шевченка).

В роботі уперше досліджено функціональний та метаболічний стан організму прісноводних молюсків *Planorbis purpurus* в нормі та за дії абіотичних (іони металів) і біотичних (трематодна інвазія) чинників водного середовища [64, 65]. Уперше показано модифікуючу роль біологічної інвазії в життєдіяльності молюсків залежно від видів паразита. При цьому відбувається компенсаторна зміна вмісту гемоглобіну в гемолімфі та гемоцитарної формули [70].

Енергетичний статус організму молюсків у нормі забезпечується шляхом тканинного та метаболічного перерозподілу, підтримання співвідношення інтенсивності процесів утилізації, перерозподілу й синтезу резервних енергетичних компонентів клітин у гепатопанкреасі (метаболічна активність), мантиї (основне депо енергетичних резервів), гемолімфі (основна тканина підтримання гомеостазу). За інвазії в молюсків відбувається активація об'єднаної системи обміну: гліколіз – глюконеогенез – глюкозоаланіновий цикл [66].

У гепатопанкреасі й мантиї молюсків за інвазії та за дії на них металів відбуваються зміни, спрямовані на підтримання білкового та азотистого гомеостазу. Дія іонів металів залежно від їх природи тканинспецифічно активує катаболізм білків, насамперед альбумінів, та переамінування амінокислот [68, 69]. Підвищення концентрації іонів металів призводить до зростання ролі глобулінів у адаптивних процесах.

Загалом, уперше встановлено, що метаболізм у молюсків у забрудненому іонами металів водному середовищі активується, забезпечуючи миттєву відповідь на стрес, у результаті чого формується первинна відповідь на дію чинника (перша стадія адаптації), що виявляється в швидкій корекції порушеного дією чинника метаболічного чи фізіологічного параметра й підтриманні гомеостазу систем (гемолімфи, енергетичного й азотистого обміну). У цій системі трематодна інвазія суттєво не впливає на рівень адаптивних функцій, але може регулювати швидкість їх формування та тривалість функціонування захисних систем. На відміну від хребетних, це дозволяє молюскам адаптуватися до токсичного фактора без значних утрат метаболізму.

Дослідження реакції організмів на дію чинників середовища на системному рівні були б неповними без аналізу екологічної ситуації водойм, в яких гідробіонти мешкають. Тому поряд з фізіолого-біохімічними дослідженнями на організмах у Тернопільському національному педагогічному університеті імені Володимира Гнатюка активно здійснювалося вивчення формування токсичного впливу на гідробіонтів, насамперед в урбанізованих екосистемах. Впродовж 2001–2008 рр. з цього питання також виконано ряд дисертаційних досліджень.

Галина Богданівна Гуменюк у спеціалізованій вченій раді при Чернівецькому національному університеті імені Юрія Федьковича у 2003 р. захистила кандидатську дисертацію з спеціальності “Екологія” на тему «Розподіл важких металів у гідроекосистемі прісної водойми (на прикладі Тернопільського ставу)» [48]. Науковий керівник – д.б.н., проф. В. В. Грубінко.

В результаті дослідження вперше отримано дані про сезонний перерозподіл важких металів у складових природної та модельної прісноводних гідроекосистем (вода, прибережний мул, водорості, молюски) закритої водойми [49]. У регіональному аспекті вперше комплексно проаналізовано взаємодію природних факторів, сезонності і хімічної природи сполук техногенних елементів на перерозподіл останніх у складових середовища гідроекосистеми. Здійснено дослідження рівня забруднення території на основі методики аналізу води, зразків прибережного мулу, ґрунтів та водоростей [49]. Узагальнено дані про зміну токсикологічних властивостей забруднювачів за їх спільного впливу на формування токсичності водного середовища за рахунок їх перерозподілу у водному середовищі. Вперше досліджено вплив свинцю *in vivo* на активність основних ферментів амонійзв'язування одноклітинними зеленими і синьо-зеленими водоростями [71], що стало продовженням досліджень [5] і актуалізувало вивчення питання механізмів участі клітин водних організмів у очищенні водойм від токсикантів, яке було здійснено у ряді наступних дисертацій (див. далі).

У 2006 р. випускниця, згодом науковий співробітник хіміко-біологічного факультету Тернопільського національного педагогічного університету імені Володимира Гнатюка Оксана Василівна Дворак (Хоміцька) у Інституті гідробіології НАН України захищає кандидатську дисертацію на тему «Фітопланктон Тернопільського водосховища та його роль у формуванні фітостоку річки Серет» [50]. Науковий керівник – д.б.н., проф. В. І. Щербак (Інститут гідробіології НАН України).

В роботі досліджено основні закономірності формування фітопланктону в системі “річка – водосховище – придаткова система – річка”. Виявлено, що в лотично-лентичній системі таксономічний склад фітопланктону представлений 520 видами (559 внутрішньовидовими таксонами, включаючи номенклатурний тип виду), з яких 311 видів (329) знайдено вперше в даній екосистемі [152]. Встановлено визначальну роль температурного чинника у вегетації

водоростей по сезонах та, навпаки, його нівелювання у багаторічній динаміці стосовно середньорічних кількісних показників фітопланктону, які поряд з температурою визначаються витратою води [151]. Вперше на основі ретроспективних та оригінальних даних охарактеризовані етапи сукцесії фітопланктону Тернопільського водосховища. Показано, що на сучасному етапі сукцесії Тернопільського водосховища його високий трофічний статус – “евтрофна водойма” – забезпечується компенсаторними механізмами, що виявляються у збільшенні первинної продукції навесні та восени, зокрема завдяки розвитку *Bacillariophyta* і *Chlorophyta* [50].

На основі закономірностей, встановлених у дослідженнях Г. Б. Гуменюк та О. В. Дворак, було зроблено висновок про винятково важливу роль і високу функціональну здатність водоростей у процесах самоочищення водойм, включно від важких металів. Глибші фізіолого-біохімічні механізми, що супроводжують ці процеси, досліджувала випускниця хіміко-біологічного факультету, згодом аспірантка, а відтак асистент кафедри загальної біології ТНПУ ім. В. Гнатюка Оксана Ігорівна Боднар (Павх), яка виконала і захистила у 2009 р. у Інституті гідробіології НАН України кандидатську дисертацію на тему «Адаптивні властивості водоростей за дії іонів металів» [2]. Це також було спільне дослідження з відділом екологічної фізіології водних рослин Інституту гідробіології НАН України. Тому науковим керівником виконання роботи був д.б.н., проф. П. Д. Клоченко (Інститут гідробіології НАН України).

Вперше виявлено суттєві відмінності енергетичного та азотного метаболізму у представників синьозелених, зелених і діатомових водоростей у нормі та за дії іонів Zn^{2+} і Pb^{2+} [3]. З'ясовано, що зниження інтенсивності енергетичних процесів та азотного обміну в умовах впливу досліджуваного стресового чинника відбувається в послідовності: *Bacillariophyta* *Cyanophyta* *Chlorophyta*. Встановлено, що формування адаптивних систем захисту клітин водоростей до дії іонів цинку та свинцю здійснюється шляхом структурно-функціональних перебудов ключових ланок енергетичного та азотного метаболізму. В експериментах показано небезпечні концентрації іонів цинку і свинцю для представників *Cyanophyta* та *Chlorophyta* [4].

Встановлені особливості накопичення іонів цинку та свинцю, а також кінетичні характеристики їх проникнення в клітини досліджуваних гідробіонтів, пов'язані з таксономічною належністю водоростей, концентрацією іонів металу та тривалістю їх дії. З'ясовано, що цинк зумовлює менший негативний вплив на водорості, ніж свинець, що підтверджено змінами інтенсивності функціональних систем та фізіологічним станом їх клітин. Вперше експериментально встановлено, що найчутливішими до дії іонів цинку та свинцю є представники зелених водоростей, а найстійкішими – діатомових. Синьозелені водорості займають при цьому проміжне положення.

Продовженням цієї роботи стало дослідження молекулярних і структурних адаптацій клітин водних рослин до дії токсикантів водного середовища різної природи (іони металів, нафтопродукти), здійснені Катериною Василівною Костюк, також випускницею хіміко-біологічного факультету, згодом аспіранткою кафедри загальної біології ТНПУ ім. В. Гнатюка, яка виконала і захистила у лютому 2011 р. у Інституті гідробіології НАН України кандидатську дисертацію на тему «Структурно-функціональні реакції клітин водних рослин на дію токсикантів» [77]. Науковим керівником роботи був д.б.н., проф. В. В. Грубінко.

Встановлено, що захист клітин хлорели, елодеї та ряски за дії іонів цинку, свинцю та дизельного палива здійснюється шляхом структурно-функціональних перебудов в клітинах, результатом чого є утворення вторинних концентричних клітинних мембран [78]. Вперше описано механізм їхнього формування, що супроводжується зміною ліпідного і білкового складу мембран [79]. Проаналізовано концентраційно-часові залежності вмісту окремих класів ліпідів та жирнокислотного складу в клітинах водних рослин за дії іонів цинку, свинцю та дизельного палива. Встановлено адаптивне значення окремих класів нейтральних- та фосфоліпідів і мембранних білків у підтриманні структурно-функціональної цілісності клітинних мембран. На основі дослідження проникності та іонного складу клітин виокремлено виключну роль іонів магнію, АТФ-аз у структурно-функціональній адаптації клітинних мембран водних рослин в забезпеченні іонного гомеостазу клітин [80]. Вперше сформульовано концепцію адаптаційної стратегії клітин водних рослин за дії іонів цинку, свинцю та дизельного палива за рахунок формування структурно-функціональної системи – утворення

вторинних концентричних мембран. Отримані результати становлять інтерес для розкриття еволюційних аспектів та теорії адаптації в цілому.

Оскільки життєдіяльність рослин насамперед визначається світловим фактором, значний інтерес становило вивчення впливу світлових променів різної довжини і інтенсивності на їх ріст і розвиток. Дисертаційну роботу такого плану виконав і захистив у 2009 р. в Інституті фізіології рослин і генетики (м. Київ) випускник хіміко-біологічного факультету, згодом аспірант та асистент кафедри загальної біології ТНПУ ім. В. Гнатюка Андрій Іванович Герц [112]. Науковим керівником роботи також був д.б.н., проф. В. В. Грубінко.

В дисертації на тему «Особливості росту і розвитку *Brassica rapa* у змінних світлових полях різної інтенсивності та спектрального складу» [17] вперше вивчено особливості фізіологічних реакцій швидкоростучої рослини *B. rapa* на різні режими освітлення у змінних і постійних світлових полях різного спектрального складу. Встановлено, що змінні світлові поля з періодом 40-70 с не чинять негативного впливу на вміст хлорофілів, активність ферментів дихального ланцюга, насінневу продуктивність, ріст та розвиток рослин *B. rapa* порівняно з режимом постійного освітлення [18]. Виявлено, що за умов росту та розвитку рослин у змінних світлових полях, щодо постійного освітлення, роль спектрального складу світла зростає. Так, джерело освітлення з підвищеною часткою синього світла у спектрі випромінювання сприяло зростанню відносного вмісту ненасичених жирних кислот в насінні, а джерело з більшою часткою червоного світла інтенсифікувало білковий обмін у вегетативних органах [196]. В цій роботі було розширено дослідження спектру регуляторних для рослин факторів, що на фоні впливу токсичних чинників може мати виняткове значення при формуванні популяцій і екосистем.

На основі робочої гіпотези про те, що екологічний стан водойм визначається рівнем антропоїчної трансформації наземних екосистем, здійснено дослідження формування регіональної екосистеми з метою встановлення еколого-еволюційних закономірностей їх розвитку та обґрунтування екологічного нормування територій.

У 2008 р. Наталія Олегівна Лісова (Сушко), випускниця географічного факультету, згодом аспірантка кафедри загальної біології та викладач кафедри геоекології ТНПУ ім. В. Гнатюка, в Інституті агроєкології ААН України (м. Київ) захистила кандидатську дисертацію на тему «Екологічний стан та охорона рослинного покриву природно-заповідних територій (Опільсько-Кременецький округ)» з спеціальності «Екологія» [94]. Це дослідження також виконане у співдружності з відділом екологічної фізіології водних рослин Інституту гідробіології НАН України. Тому науковим керівником роботи був д.б.н., проф. П. Д. Клоченко (Інститут гідробіології НАН України).

У результаті дослідження складені повні конспекти флори філіалу «Кременецькі гори» Природного заповідника «Медобори» та Голицького ботаніко-ентомологічного заказника. Вперше для зазначених природно-заповідних територій подана схема визначення екологічного стану їх рослинного покриву, проведено екологічний аналіз флори та розраховано індекси фіторізноманіття [137]. Обґрунтована доцільність створення Кременецько-Опільського регіонального екологічного коридору як складової частини національної екомережі [95].

На цьому етапі досліджень становлення і розвитку регіонального екологічного комплексу у зв'язку з умовами і чинниками його формування виникла ідея вивчення можливого впливу регіональних екологічних умов не тільки на стан тваринного і рослинного світу, а й на формування здоров'я людини.

Ірина Богданівна Чень, випускниця магістратури, аспірантури, а згодом викладач кафедри загальної біології, виконала і захистила у 2006 р. в спеціалізованій вченій раді у Чернівецькому національному університеті імені Юрія Федьковича кандидатську дисертацію на тему «Розподіл населення західних областей України за групами крові у зв'язку зі злоякісними захворюваннями та екологічною ситуацією» з спеціальності «Екологія» [146]. Науковий керівник – д.б.н., проф. В. В. Грубінко.

В дисертаційній роботі представлено дані про сучасний стан розподілу населення західних областей України за групами крові АВ0 і Rh. Вперше вивчено частоту груп крові системи АВ0 і Rh (з врахуванням віку й статі) в онкологічних хворих досліджуваних областей [147]. Проведено кореляцію антигенного складу крові з частотою злоякісних захворювань серед населення західного регіону [148]. Виявлено кількісний перерозподіл окремих фракцій

білків та ліпопротеїнів крові як у донорів, так і в онкологічних хворих залежно від фенотипу АВ0. Встановлено, що геногеографічна динаміка населення за групами крові та відмінності білкового й ліпопротеїнового складу крові населення з різними фенотипами АВ0 мають тенденцію до видозмін, пов'язаних переважно з антропоекологічними чинниками.

Суттєве розширення проблематики робіт в лабораторіях як в Тернополі, так і в Чернігові, та накопичення значної кількості даних щодо впливу на різні види тварин і рослин стресових чинників довкілля, насамперед токсикантів (аміак, важкі метали, пестициди, феноли тощо) вимагало глибокого теоретичного узагальнення результатів практично двадцятирічних досліджень. Впродовж 2000-х років у ряді публікацій представників школи О. Ф. Явоненка робилися спроби такого теоретичного узагальнення у напрямку встановлення межі функціонування адаптацій у організмах гідробіонтів та виникнення патологічних пошкоджень на різних рівнях їх організації за впливу несприятливих чинників [22–24, 26–28]. Результати найважливіших досліджень були представлені і публікувалися на авторитетних міжнародних наукових конференціях за кордоном [188–198].

У 2008 р. висловлені в цих роботах ідеї об'єднані в проблемну статтю [14], а потім монографію «Концепція шкодочинності в екології» [46], в якій на прикладі оцінки небезпечних ефектів, спричинених різними токсикантами, запропоновано концепцію шкодочинності як універсальну міру негативного впливу будь-якого чинника, їх певних груп чи всього комплексу в цілому, на біологічні та екологічні системи різного рівня організації й інтеграції (від молекулярного – до екосистемного) та запропоновано оригінальний кількісний підхід до оцінки їхнього впливу за зміною стану благополуччя живої систем. Вперше поняття **шкодочинність** в екології тлумачиться не на основі токсичності середовища, коли мається на увазі, перш за все, токсичні ефекти (отруєння різного ступеня), а як кількісне вираження негативності реакції на основі інтегрального показника стану певної біологічної системи чи екосистеми в цілому.

В основу кількісної оцінки негативного впливу покладено оцінку зниження стану **благополуччя системи** за дії того чи іншого чинника, шкодочинність якого визначають. Отже, шкодочинність – здатність певного чинника, окремих груп чи всього комплексу в цілому знижувати стан благополуччя системи (функціональної ефективності – еквіфінальності). Будь-який фактор, що знижує благополуччя біосистеми в конкретних умовах середовища можна вважати шкідливим (шкодочинним). Це є досить зручний спосіб оцінки, оскільки розмірність благополуччя може варіювати в межах від **1** чи **100%** (максимальне значення благополуччя) до **0** (припинення існування системи).

Ранжуючи функцію благополуччя системи у відсотках референційного (природного) стану системи (який приймається за 100%), можна кількісно оцінити шкодочинність за зниженням благополуччя системи. Для порівняння шкодочинності різних чинників варто лише співставити характеристики всіх чинників, шкодочинність яких встановлюється (концентрація, накопичення тощо, що викликають зниження благополуччя певної системи): **ШЧ = 100% – ЯС**, де: **ШЧ** – рівень шкодочинності (%); **ЯС** – якість середовища як відсоток реалізації функцій живої системи від потреби для забезпечення толерантності до токсичного фактору.

Пропоноване тлумачення “**шкодочинності**” уможливило інтегральну якісну і кількісну оцінку найрізноманітніших несприятливих впливів (токсичних, біологічних, антропічних тощо) на екологічні системи на всіх рівнях їх структурно-функціональної організації – молекулярно-метаболічного до екосистемного. При цьому воно узгоджується з рекомендаціями урядом країн Європейської екологічної комісії (ЄЕК) ООН з проблем довкілля (прийняті у в березні 1992 р., підтверджені в грудні 1996 р. у проекті “Основної (рамкової) Директиви по воді (4.12.96)” [12].

Загалом, більш, ніж за 30 років досліджень, представниками наукової школи О. Ф. Явоненка опубліковано 3 монографії, більше 450 статей у наукових фахових виданнях, включно біля 90 за кордоном (з врахуванням перевидання статей з «Гидробиологического журнала» у США), більше 300 тез наукових конференцій, з'їздів і симпозіумів, включно біля 100 за кордоном, захищено 6 докторських і 25 кандидатських дисертацій, у наукових лабораторіях підготовлено більше 70 магістерських і 300 дипломних робіт. Ряд випускників Тернопільського та Чернігівського педвузів, які в студентські роки виконували курсові,

дипломні і магістерські роботи під керівництвом О. Ф. Явоненка та його учнів, успішно захистили дисертації і працюють у наукових, освітніх установах та органах влади України.

Підбивши певні теоретичні висновки після потрясіння, викликаного смертю Олександра Федотовича, працівники обох лабораторій поставили нові завдання та продовжують активно працювати у обраних напрямках, що розширилися з досліджень метаболізму у риб в екстремальних умовах існування до охоплення широкого кола питань: від молекулярних механізмів адаптації гідробіонтів до популяційної динаміки і стану гідро- і суміжних з ними екосистем в сучасному антропогенно навантаженому середовищі.

Нині у Тернопільському та Чернігівському педуніверситетах функціонують чотири спеціалізовані науково-дослідні лабораторії, керовані вихованцями О. Ф. Явоненка, обладнані сучасним лабораторним устаткуванням та приладами [112]. Продовжують працювати над дисертаційними роботами дослідники чергового покоління молодих науковців: під керівництвом д.б.н., проф. В. В. Грубінка докторську дисертацію виконує к.х.н., доц. докторант І. Б. Грюк – з Рівненського державного гуманітарного університету, кандидатські – 6 аспірантів (С. Р. Сімчук – з Кременецького гуманітарно-педагогічного інституту імені Тараса Шевченка, І. В. Бриндзя – з Дрогобицького державного педагогічного університету, та О. В. Василенко, О. В. Гулька, Т. В. Сорока, А. І. Горда – у Тернопільському національному педагогічному університеті імені Володимира Гнатюка) і низка здобувачів; під керівництвом д.б.н., проф. О. Б. Столяр докторську дисертацію виконує к.б.н. Г. І. Фальфушинська, кандидатську – Л. Л. Гнатишина; під керівництвом д.б.н., проф. В. З. Куранта кандидатські дисертації виконують Р. Б. Балабан та В. Я. Бияк; під керівництвом д.б.н., проф. А. О. Жиденко кандидатські дисертації виконують К. В. Бібчук та Т. В. Міщенко та ін.

Олександр Федотович розумів, що молоді науковці – це майбутнє не тільки науки, а й освіти, тому постійно турбувався, щоб молодь зростала і в науково-методичному плані. Тому ця робота завжди була невід'ємним аспектом його особистої та діяльності його учнів.

О. Ф. Явоненко у співавторстві з Б. В. Яковенком і ін. підготували декілька видань підручника та практикуму з біохімії: «Химия и биологическая химия. Учебн. пособ. для студ. факультетов физического воспитания педагогических институтов» (1988) [168]; «Біохімія. Підручник для студентів спеціальності „Фізична культура” педагогічних університетів» (2002) [182]; «Практикум з біологічної хімії. Навч.-метод. посібн. для студентів біологічних спеціальностей і факультетів фізичного виховання і спорту вищих навчальних закладів» (2003) [183].

Л. М. Романишина як талановитий викладач та вихователь студентської молоді, що підготувала низку вчителів хімії і біології середньої школи та викладачів вищих навчальних закладів, після захисту кандидатської дисертації змінила тематику наукових досліджень і пов'язала її з дослідженням проблем викладання природничих дисциплін у профільних вищих навчальних закладах і вдосконалення фахової підготовки вчителів-природничників. У 1998 р. Людмила Михайлівна захистила докторську дисертацію на тему «Система поетапного контролю навчальної діяльності студентів педагогічних університетів за модульно-рейтинговою технологією навчання з дисциплін природничого циклу» з спеціальності «Теорія і методика професійної освіти» в Інституті педагогіки і психології професійної освіти АПН України [119]. Нині головними напрямками її досліджень є: методика навчання хімії у вищих навчальних закладах та загальноосвітніх школах; технології організації навчального процесу у вищих навчальних закладах. Опублікувала 270 наукових праць, серед яких 17 посібників і методичних рекомендацій, за якими працюють учні ЗОШ, студенти коледжів і педагогічних університетів, 2 монографії. Сформувала власну наукову школу. Під її керівництвом захищено 26 кандидатських дисертацій, до захисту готуються 2 докторських і 5 кандидатських дисертацій [100].

Випускниця Чернігівського державного педагогічного університету ім. Т. Г. Шевченка Марина Олександрівна Колесник (Воронюк) виконала і захистила у 2002 р. в спеціалізованій вченій раді в Тернопільському державному педагогічному університеті імені Володимира Гнатюка дисертацію на тему «Екологічне виховання учнів на засадах «глибинної екології» [72] з спеціальності «Теорія і методика виховання». Науковий керівник – д.б.н., проф. В. В. Грубінко.

Наукові розробки М. О. Колесник присвячені розробленню та впровадженню психолого-педагогічних технологій і інтерактивних методів екологічної освіти і виховання школярів різного віку [73]. На їх основі нині розвиваються ідеї формування змісту та викладання біології в школах та вищих навчальних закладах на принципах біо- і еко-центризму [45].

Удосконалення методів і прийомів викладання біохімії та молекулярної біології у педагогічному ВНЗ є постійним предметом уваги проф. О. Б. Столяр, яка підготувала і видала низку навчальних посібників для студентів [127, 129, 132].

Грубінко В. В. впродовж останніх десяти років є керівником досліджень на тему «Імплементація принципів Болонського процесу у вищу освіту України», дослідження з якої у 2003–2008 рр. виконувалися на замовлення МОН України. У результаті досліджень встановлено дидактичні умови, чинники, засоби та розроблено механізми (технології) практичного проектування інноваційного навчально-виховного (освітнього) середовища у вищому педагогічному навчальному закладі з метою забезпечення якості професійно-педагогічної освіти, відповідної соціальним вимогам і державним освітнім стандартам, в умовах запровадження КМ(т)СОНП у вищу освіту як фактору реалізації у вищій освіті України принципів Болонського процесу. На основі експериментальних досліджень і практичної апробації розроблена технологія системно-структурного підходу щодо впровадження кредитно-трансферної системи у вищому педагогічному навчальному закладі, технологія оцінки якості навчального процесу в кредитно-трансферній системі на рівні навчального закладу та кафедри, структура компетенцій вчителя та технологія формування компетентностей при викладанні конкретної навчальної дисципліни (створена модель їх розробки для конкретної навчальної дисципліни на прикладі дисциплін, що викладаються на кафедрі).

Розроблені і апробовані на практиці у 2004–2009 рр.: дидактичні основи організації навчального процесу у кредитно-модульній (трансферній) системі підготовки фахівців педагогічного профілю; організаційно-методичні засади переведення, відрахування та поновлення студентів, які навчаються за кредитно-модульною системою організації навчального процесу; Індивідуальний навчальний план студента (магістранта) педагогічного ВНЗ; навчальний план підготовки бакалавра і магістра за кредитним принципом; методологія та зразок опису навчальної дисципліни в інформаційному пакеті; структура програми навчальної дисципліни за вимогами КМ(Т)СОНП; відомість підсумкового контролю знань; картка обліку академічної успішності студентів викладачем; журнал обліку відвідування занять та успішності студента тощо.

Створену систему принципів та методик формування інноваційного освітньо-наукового середовища у вищому навчальному закладі покладено в основу розроблення низки науково-методичних рекомендацій [10, 11, 62, 116]. Одержані результати (дидактичні принципи і підходи), а також конкретні методичні розробки з організації окремих видів діяльності студента та структур ВНЗ при організації навчального процесу в КМ(т)СОНП запропоновані для впровадження у вищих навчальних закладах України. Матеріали використані як базові при розробленні наказу МОН України № 774 від 30.12.2005 р. «Про впровадження кредитно-модульної системи організації навчального процесу» та інших нормативних документів з ліцензування та акредитації вищих навчальних закладів, регулювання навчально-методичної та організаційної діяльності вищих навчальних закладів у 2004–2008 рр.

За результатами досліджень опубліковано навчальних посібників – 9; методичних рекомендацій – 3; статей – 17; зроблено наукових доповідей – 19 на наукових конференціях, симпозіумах, нарадах МОН України; здійснено виступів та надано консультацій з обміну досвідом з проблеми досліджень у вищих навчальних закладах України – більше 40.

Наукова та методична робота вихованців О. Ф. Явоненка традиційно була пов'язана з науково-організаційною діяльністю. Так, у Тернопільському педуніверситеті з тематики досліджень проведено ряд конференцій: «Екологічний стрес і адаптація в біологічних системах» (1998); «Сучасні технології викладання біологічних дисциплін у вузі» (2000); «III з'їзд Гідроекологічного товариства України» (2001); Школа-конференція молодих вчених «Оцінка екологічного стану водойм та адаптація гідробіонтів» (2008); «Освіта для стійкого розвитку: формування готовності педагогічних кадрів» (2009) [25, 112].

Видано низку спеціальних випусків «Наукових записок Тернопільського національного педагогічного університету ім. В. Гнатюка. Сер. Біологія», присвячених питанням метаболічної адаптації гідробіонтів до факторів середовища їх існування: 2001 – № 2(13); спец. вип. “Гідроекологія” – 2001 – № 3(14) та № 4(15); спец. вип. “Гідроекологія” – 2005 – № 3(26) та №4(27); 2006 – № 2 (29); спец. вип. «Оцінка екологічного стану водойм та адаптація гідробіонтів» – 2008 – №3 (37); спец. вип. “Гідроекологія” – 2010 – № 2(43) та № 3(44) [112]. Здійснена підготовка і видання матеріалів ІУ (Карадаг, 2005) і У (Житомир, 2010) з’їздів Гідроекологічного товариства України.

В Тернополі та Чернігові на базі педагогічних університетів впродовж більше, ніж 30-ти років успішно діють територіальні відділення Гідроекологічного товариства України. Д.б.н., проф. Грубінко В. В. є Віце-президентом, а д.б.н., проф. Курант В. З. та д.б.н., проф. Жиденко А. О. – Голови обласних відділень товариства і члени Президії Гідроекологічного товариства України. У складі цих відділень нині налічується більше, ніж 50 членів товариства, переважну частку з яких складають молоді дослідники.

Пошук і залучення до наукової роботи молоді Олександр Федотович завжди вважав одним з основних завдань вищої школи. Він завдяки своїм талантам, величезній працелюбності та працездатності “як магніт” притягував до себе молодих науковців, без наказу та особливих прохань, а тільки “мудрим поглядом” надихав на організаційну роботу та проведення наукових досліджень, сприяв їх здійсненню та влучно, точно і корисно підказував як інтерпретувати їх результати, в якому ключі готувати наукову статтю та як захищати свої наукові положення на конференціях. Саме завдяки такій тактиці Олександра Федотовича його вихованці швидко опанували “ази” наукової творчості та виробили в себе відповідальність за науковий результат і його офіційне представлення, що сприяло швидкому формуванню у них кваліфікації дослідника. Олександр Федотович володів великим педагогічним хистом, умів передавати учням свої знання, швидко захоплювався та залучав до науки молодь, користувався великою любов’ю та глибокою повагою студентів та працівників. Навіть коли офіційно прізвище Явоненка О. Ф. не значилося у авторефераті дисертацій як консультанта чи керівника роботи, всі розуміли, що його постать, дух творчості, ідеї та чисто людські поради в цій науковій роботі присутні.

Наукові здобутки О.Ф. Явоненка [114] та його школи – це вагомий етап в розвитку біохімії: його ідеї, теорії, концепції, відкриття значною мірою збагатили біохімію жуйних тварин та фізіологію і біохімію гідробіонтів, розширили їх горизонти, сприяли формуванню нової генерації біохіміків та висококваліфікованих викладачів і організаторів освітньої галузі. Олександр Федотович став фундатором школи екологічної біохімії, спочатку тварин, а відтак – і рослин, про що свідчить різноманіття тем дисертаційних досліджень його учнів та спеціальностей, за якими ті захищені.

О.Ф. Явоненко відійшов у вічність 15 травня 2009 року, погожого дня, коли глибоко дихається весняною свіжістю під яскравим сонцем. Природа після зими черговий раз пробуджувалася, циклічно повторюючи біоритм, проте розвиваючись загалом. Так і наукова нива професора О.Ф. Явоненка – засіяне ним наукове поле виплекало кандидатів, а відтак і докторів наук, які потім підготували нових кандидатів, а, згодом, і докторів наук. Вірю, що “братство учнів О. Ф. Явоненка” ще збагатить біологічну та педагогічну науки багатьма ідеями та теоріями, виплекає не одну плеяду молодих науковців і викладачів – кандидатів та докторів наук, бо **пошук наукової істини та відданість науковому дослідженню і навчанню та вихованню молоді є вічними.**

1. *Биохимия* молодых пресноводных рыб / под. ред. В. С. Сидорова. – Петрозаводск : Изд-во Карельского филиала АН СССР, 1985. – С. 103–117.
2. *Боднар О. І.* Адаптивні властивості водоростей за дії іонів металів : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. біол. наук. Спец. “Гідробіологія” / О. І. Боднар. – Київ, 2009. – 20 с.
3. *Боднар О. ІІ.* Влияние ионов свинца на ассимиляцию аммония синезеленой водорослью *Anabaena cylindrica* Lemm. / О. И. Боднар, П. Д. Клоченко, В. В. Грубинко // Гидробиол. журн. – 2006. – Т. 42, № 6. – С. 61–71.
4. *Боднар О. ІІ.* Дыхательная активность зеленой водоросли *Desmodesmus communis* (Hegew.) Hegew. при действии ионов цинка / О. И. Боднар, П. Д. Клоченко, В. В. Грубинко // Гидробиол. журн. – 2007. – Т. 43, № 6. – С. 42–49.

5. *Большакова М. О.* Поглинання аміаку вищими водними рослинами та його екологічне значення / М. О. Большакова, В. В. Грубінко // Екологія, охорона природи, екологічна освіта і виховання. – Чернігів, 1996. – С. 47–59.
6. *Вадим Георгійович Янович* [Електронний ресурс] Режим доступу : <http://www.inenbiol.com/svri.html>
7. *Вацлав Леонович Кретович* [Электронные ресурсы] Режим доступа : <http://www.inbi.ras.ru/history/kretovich/kretovich.html>; <http://dic.academic.ru/dic.nsf/enc3p/167990>
8. *Віктор Дмитрович Романенко.* Життя, присвячене науці / Упор. В. Г. Крот. – Київ : Академперіодика, 2010. – 172 с.
9. *Виктор Сергеевич Сидоров* [Электронный ресурс] Режим доступа : <http://biology.krc.karelia.ru/Head.htm>
10. *Вища освіта України і Болонський процес* / За ред. В. Г. Кременя. Авт. кол. : Степко М. Ф., Болюбаш Я. Я., Шинкарук В. Д., Грубінко В. В., Бабін І. І. – Тернопіль : Навчальна книга-Богдан, 2004. – 382 с. (Рекоменд. Міністерством освіти і науки України).
11. *Вища освіта України і Болонський процес.* Навчальна програма / М. Ф. Степко, Я. Я. Болюбаш, В. Д. Шинкарук, В. В. Грубінко, І. І. Бабін. – 2-ге вид., доповнене і перероблене. – Київ : Вид.-во «Дельта», 2007. – 24 с. (Рекоменд. Міністерством освіти і науки України).
12. *Водна рамкова директива ЄС 200/60/ЄС.* Основні терміни та їх визначення. – Київ, 2006. – 240 с.
13. *Вплив іонів важких металів на активність трансаміназ в організмі коропа* / Р. Б. Балабан, В. З. Курант, О. Б. Столяр [і ін.] // Біологія тварин. – 2000. – Т. 2, № 1. – С. 87–92.
14. *Гандзюра В. П.* Поняття шкодочинності в екології / В. П. Гандзюра, В. В. Грубінко // Наукові записки Тернопільського державного педагогічного університету ім. Володимира Гнатюка. Серія: Біологія. – 2007. – № 1(31). – С. 11–31.
15. *Гідробіологічні дослідження континентальних водойм в Національній академії наук України (до 90-річчя НАН України)* / за ред. В. Д. Романенка. – Київ : СПД Москаленко О. М., 2008. – 264 с.
16. *Георгій Евгеньевич Шульман* [Электронный ресурс] Режим доступа : <http://www.nbuv.gov.ua/people/shulman.html>
17. *Герц А. І.* Особливості росту і розвитку *Brassica rapa* var. *Astrolants* у змінних світлових полях різної інтенсивності та спектрального складу : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. біол. наук. Спец. “Фізіологія рослин” / А. І. Герц. – Київ, 2009. – 20 с.
18. *Герц А. І.* Біосинтетична активність та ріст астророслини *Brassica rapa* L. за різних режимів освітлення / А. І. Герц, В. А. Андрійчук, І. І. Герц // Наукові записки Тернопільського державного педагогічного університету ім. Володимира Гнатюка. Серія: Біологія. – 2001. – № 2 (13). – С. 71–76.
19. *Грубінко В. В.* Механізм виведення амміаку у карпа, роль в нем глутаміносинтезати і її свойства : автореф. дисс. на соиск. ученой степени канд. биол. наук. Спец. “Биохимия” / В. В. Грубінко. – Москва, 1988. – 22 с.
20. *Грубінко В. В.* Роль глутаміна в забезпеченні азотистого гомеостазу у рыб / В. В. Грубінко. // Гідробіол. журн. – 1991. – Т. 27, № 4. – С. 46–56.
21. *Грубінко В. В.* Адаптивні реакції рыб до аміаку водного середовища : автореф. дис. на здобуття наукового ступеня доктора біол. наук. Спец. “Гідробіологія” і “Біохімія” / В. В. Грубінко. – Київ, 1995. – 37 с.
22. *Грубінко В. В.* Проблема адаптації в контексті сучасної екологічної ситуації / В. В. Грубінко // Екологія, охорона природи, екологічна освіта і виховання. – Чернігів, 1996. – С. 5–10.
23. *Грубінко В. В.* Концепция адаптации в контексте современной экологической ситуации / В. В. Грубінко // Проблемы экологии культуры и духовности. – Минск : ISK, 1997. – С. 23–28.
24. *Грубінко В. В.* Каскадный принцип организации биохимической адаптации рыб: шкала времени, интенсивности, специфичности / В. В. Грубінко // Экологическая физиология биохим. рыб. – Ярославль, 2000. – Т. 1. – С. 71.
25. *Грубінко В. В.* Кафедра загальної біології / В. В. Грубінко // Наукові записки Тернопільського державного педагогічного університету ім. Володимира Гнатюка. Серія: Біологія. – 2001. – № 2(13). – С. 3–6.
26. *Грубінко В. В.* Системна оцінка метаболічних адаптацій у гідробіонтів / В. В. Грубінко // Наукові записки Тернопільського державного педагогічного університету ім. Володимира Гнатюка. Спец. вип. “Гідроекологія”. – 2001. – № 4(15). – С. 36–39.
27. *Грубінко В. В.* Кінетична модель біохімічної адаптації організму рыб до токсикантів / В. В. Грубінко // Укр. біохім. журн. – 2002. – Т. 74, № 46 (додаток 2). – С. 67–68.
28. *Грубінко В. В.* Інтегральна оцінка токсичного ураження у біологічних системах / В. В. Грубінко // Наукові записки Тернопільського державного педагогічного університету ім. Володимира Гнатюка. Спец. вип. „Гідроекологія”. – 2005. – № 3(26). – С. 111–114.
29. *Грубінко В. О. Ф.* Явоненко: становлення професіонала – організатора науки, педагогічної освіти та громадського діяча (тернопільський період) / В. В. Грубінко // Мат. наук.-практ. конф., присв. 70-ти

- річчю від дня народження проф. О. Ф. Явоненка. 4 грудня 2009 р., Чернігів // Вісник Чернігівського державного педагогічного університету. – Чернігів, 2009. – Вип. 72. – С. 9–14.
30. Грубинко В. В. Субклеточная локализация глутаминсинтетазной активности в мышечной ткани и печени карпа / В. В. Грубинко, Б. В. Яковенко, А. Ф. Явоненко // Укр. биохим. журн. – 1987. – Т. 59, № 3. – С. 73–76.
31. Грубинко В. В. Влияние голодания на активность аргиназы и содержание мочевины у карпа (*Cyprinus carpio* L.) / В. В. Грубинко, Б. В. Яковенко, А. Ф. Явоненко // Вопросы ихтиологии. – 1987. – Вып. 4. – С. 690–692.
32. Грубинко В. В. Биохимические закономерности адаптации рыб к аммиаку / В. В. Грубинко, И. Н. Коновец, А. Ф. Явоненко // Экологическая биохимия рыб. – Ярославль, 1990. – С. 59–60.
33. Грубинко В. В. Механізм зв'язування екзогенного амонію у коропа / В. В. Грубинко, О. Ф. Явоненко, О. М. Арсан // Доповіді АН УРСР. Сер. Б. – 1990. – № 5. – С. 70–72.
34. Грубинко В. В. Множинні молекулярні форми глутамінсинтетази у м'язах коропа // В. В. Грубинко, О. Ф. Явоненко // Укр. биохим. журн. – 1991. – Т. 63, № 2. – С. 72–77.
35. Грубинко В. В. Глутаминовый путь связывания аммония в кишечнике карпа / В. В. Грубинко, И. Н. Коновец, А. Ф. Явоненко, О. М. Арсан // Гидробиол. журн. – 1992. – Т. 28, № 1. – С. 91–97.
36. Грубинко В. В. Роль глюкозо-аланинового цикла в обеспечении аммонийного гомеостаза у рыб в экстремальных условиях / В. В. Грубинко, А. А. Жиденко, А. Ф. Явоненко // Экологическая физиология и биохим. рыб. – Петрозаводск : Изд-во Кар. научн. центра РАН, 1992. – Т. 1. – С. 76–78.
37. Грубинко В. В. Специфические молекулярно-метаболические критерии оценки токсичности аммиака для рыб / В. В. Грубинко, А. А. Жиденко, А. Ф. Явоненко // Вестн. Днепропетр. ун-та. Биология и экология. – Днепропетровск : Изд-во ДГУ, 1993. – Вып. I. – С. 192.
38. Грубинко В. В. Співвідношення глутамінсинтетазного та глутаматдегідрогеназного шляхів детоксикації екзогенного аміаку у риб / В. В. Грубинко, О. Ф. Явоненко // Укр. біохім. журн. – 1993. – Т. 65, № 6. – С. 67–71.
39. Грубинко В. В. Гемоглобин рыб при действии аммиака и солей тяжелых металлов / В. В. Грубинко, А. С. Смольский, О. М. Арсан // Гидробиол. журн. – 1995. – Т. 31, № 3. – С. 82–88.
40. Грубинко В. В. Зміни морфо-функціональних характеристик крові коропових риб за інтоксикації аміаком / В. В. Грубинко, О. С. Смольський, О. Ф. Явоненко // Фізіол. журн. – 1996. – Т. 42, № 1-2. – С. 40–46.
41. Грубинко В. В. Взаємозв'язок функціонування системи гемоглобіну та перекисного окислення ліпідів у крові коропа за інтоксикації / В. В. Грубинко, О. С. Смольський, Ю. В. Леус // Доповіді НАН України. – 1997. – № 3. – С. 146–150.
42. Грубинко В. В. Спосіб оцінки токсичного забруднення водного середовища аміаком / В. В. Грубинко, І. М. Коновець, О. М. Арсан. – Патент України. № 94043414. Ріш. від. 17.03.1998.
43. Грубинко В. В. Особливості енергетичного метаболізму у мозку коропа при інтоксикації фенолом / В. В. Грубинко, В. В. Кривопиша, А. О. Жиденко // Біологія тварин. – 2000. – Т. 2, № 1. – С. 65–71.
44. Грубинко В. В. Кафедра загальної біології. 1971-2001 / В. В. Грубинко, Н. М. Страшнюк, С. Й. Феник, І. В. Шуст // Тернопіль : Вид-во ТДПУ ім. В. Гнатюка, 2001. – 86 с.
45. Грубинко В. Від антропоцентризму до біоцентризму / В. Грубинко, А. Степанюк / Вісник НАН України. – 2002. – № 4. – С. 39–43.
46. Грубинко В. В. Концепція шкодочинності в екології / В. П. Гандзюра, В. В. Грубинко. – Київ-Тернопіль : Вид-во ТНПУ ім. В. Гнатюка, 2008. – 144 с.
47. Грубинко В. В. Явоненко Олександр Федотович (04.12.1939-15.05.2009) – учений, педагог, гуманіст – просто «ВЕЛИКА ЛЮДИНА» / В. В. Грубинко, В. З. Курант // Наук. зап. Тернопільського національного педагогічного університету ім. В. Гнатюка. Серія: Біологія. – 2009. – Т. 39, № 1-2. – С. 228–233.
48. Гуменюк Г. Б. Розподіл важких металів у гідроекосистемі прісної водойми (на прикладі Тернопільського ставу) : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. біол. наук. Спец. “Екологія” / Г. Б. Гуменюк. – Чернівці, 2003. – 20 с.
49. Гуменюк Г. Б. Сезонна міграція міді, кобальту, кадмію та свинцю в екосистемі Тернопільського ставу // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія / Г. Б. Гуменюк, В. В. Грубинко. – Київ : Ніка-Центр, 2001. – Т. 2. – С. 745–753.
50. Дворак О. В. Фітопланктон Тернопільського водосховища та його роль у формуванні фітостоку річки Серет : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. біол. наук. Спец. “Гідробіологія” / О. В. Дворак. – Київ, 2006. – 21 с.
51. Екологія, охорона природи, екологічна освіта і виховання / Під ред. В. В. Грубинка. – Чернігів, 1996. – 185 с.
52. Жиденко А. О. Особливості метаболізму енергетичних компонентів у зимуючої молоді коропа і роль адаптивних механізмів в їх виживанні : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. біол. наук. Спец. “Біохімія” / А. О. Жиденко. – Київ, 1990. – 20 с.

53. Жиденко А. А. Гербицидное загрязнение водоемов: методы его биотестирования и снижения негативного влияния на гидробионты / А. А. Жиденко // Информационный листок № 7. – 2008. – Чернигов : Черниговский ГЦНТЭИ, 2008. – 8 с.
54. Жиденко А. О. Морфологічні адаптації різновікових груп *Cyprinus carpio* L. за несприятливої дії екологічних факторів : автореф. дис. на здобуття наукового ступеня доктора біол. наук. Спец. "Екологія" / А. О. Жиденко. – Одеса, 2010. – 41 с.
55. Жиденко А. А. Конкурентные взаимоотношения NADH-глутаматдегидрогеназы и альфа-кетоглутаратдегидрогеназы в митохондриях мозга зимующей молодежи карпа / А. А. Жиденко, В. В. Грубинко, А. Ф. Явоненко // Экологическая энергетика животных. – Пушкино, 1988. – С. 54–55.
56. Жиденко А. А. Роль кетонных тел в энергообеспечении пойкилотермных организмов в условиях зимнего голодания / А. А. Жиденко, В. В. Грубинко, А. Ф. Явоненко // Укр. биохим. журн. – 1990. – Т. 62, № 5. – С. 72–76.
57. Жиденко А. А. Особенности взаимопревращения α -кетоглутарат – глутамат в митохондриях мозга экзотермных животных в условиях зимовки / А. А. Жиденко, В. В. Грубинко, А. Ф. Явоненко // Укр. биохим. журн. – 1990. – Т. 62, № 6. – С. 79–83.
58. Жиденко А. О. Енергетичний гомеостаз мозку риб при дії катіонів свинцю / А. О. Жиденко, В. В. Грубінко, В. В. Жиденко // VII Укр. біохімічний з'їзд: тез. доп. Київ, вересень 1997 р. – Київ : НАУ, 1997. – Ч. 1. – С. 94–95.
59. Жиденко А. О. Динаміка вмісту амінокислот в мозку риб при дії екстремальних факторів водного середовища / А. О. Жиденко, В. В. Грубінко, В. В. Жиденко // Вісник проблем біології і медицини. – Харків-Полтава, 1998. – № 18. – С. 45–53.
60. Жиденко А. А. Роль γ -аминобутиратного шунта мозга в адаптации рыб к экстремальным факторам среды / А. А. Жиденко, В. В. Кривопиша, В. В. Грубинко // Гидробиол. журн. – 1999. – Т. 35, № 5. – С. 96–101.
61. Жиденко А. А. Влияние раундапа на динамику гистологических показателей в органах карпа / А. А. Жиденко, Е. М. Коваленко // Гидробиол. журн. – 2006. – Т. 42, № 6. – С. 104–111.
62. Збірник нормативних документів щодо організації навчального процесу / За ред. В. Д. Шинкарука. Авт. кол.: Бабин І. І., Грубінко В. В. [і ін.]. – Київ-Донецьк : Ред.-вид. відділ. ДНУЕТ, 2007. – 240 с. (Рекоменд. Міністерством освіти і науки України).
63. Зінковська Н. Г. Функціонування антиоксидантних систем у крові риб при інтоксикації йонами міді, цинку, марганцю і свинцю : автореф. дис. на здобуття наукового ступеня канд. біол. наук. Спец. "Біохімія" / Н. Г. Зінковська. – Чернівці, 2003. – 19 с.
64. Киричук Г. Е. Влияние разных концентраций ионов тяжелых металлов на физико-химические свойства *Planorbarius purpura* (Mollusca: Bulinidae) в норме и при инвазии трематодами / Г. Е. Киричук // Паразитология. – 2002. – Т. 36, Вып. 2. – С. 108–116.
65. Киричук Г. Е. Особенности накопления ионов тяжелых металлов в организме двустворчатых моллюсков / Г. Е. Киричук // Гидробиол. журн. – 2003. – Т. 39, № 3. – С. 45–55.
66. Киричук Г. Е. Особливості вуглеводного та енергетичного обміну в організмі витушки пурпурної (*Planorbarius purpura*) за дії біотичних чинників / Г. Е. Киричук // Гидробиол. журн. – 2009. – Т. 45, № 1. – С. 74–83.
67. Киричук Г. Е. Фізіолого-біохімічні механізми адаптації прісноводних моллюсків до змін біотичних та абіотичних чинників водного середовища : автореф. дис. на здобуття наукового ступеня доктора біол. наук. Спец. "Гідробіологія" / Г. Е. Киричук. – Київ, 2011. – 42 с.
68. Киричук Г. Е. Ферменты трансаминирования у *Viviparus viviparus* (Mollusca: Pectinibranchia: Viviparidae) в норме и при инвазии трематодами / Г. Е. Киричук, А. П. Стадниченко // Гидробиол. журн. – 2005. – Т. 41, № 2. – С. 48–51.
69. Киричук Г. Е. Особливості білкового обміну у черевоногих моллюсків (Mollusca: Gastropoda: Pulmonata) за дії трематодної інвазії / Г. Е. Киричук, В. В. Грубінко // Гидробиол. журн. – 2008. – Т. 44, № 5. – С. 109–120.
70. Киричук Г. Е. Влияние трематодной инвазии и ионов цинка водной среды на гемоциты и некоторые гематологические показатели *Planorbarius purpura* (Mollusca: Gastropoda: Pulmonata: Bulinidae) / Г. Е. Киричук, А. П. Стадниченко // Гидробиол. журн. – 2010. – Т. 46, № 5. – С. 111–120.
71. Клоченко П. Д. Особенности ассимиляции аммонийного азота зелеными и синезелеными водоростями / П. Д. Клоченко, В. В. Грубинко, Г. Б. Гуменюк, О. М. Арсан // Гидробиол. журн. – 2002. – Т. 38, № 2. – С. 88–93.
72. Колесник М. О. Екологічне виховання учнів на засадах «глибинної екології» : автореф. дис. на здобуття наукового ступеня кандидата педагогічних наук. Спец. "Теорія і методика виховання" / М. О. Колесник. – Тернопіль, 2002. – 18 с.
73. Колесник М. О. Екологічне виховання учнів на засадах «глибинної екології» / Методичні рекомендації для студентів педагогічних навчальних закладів та вчителів / М. О. Колесник, В. В. Грубінко. – Тернопіль : Вид-во ТДПУ ім. Володимира Гнатюка, 2002. – 52 с.

74. Коновець І. М. Вплив температури водного середовища на детоксикацію аміаку у коропа за дії іонів свинцю : автореф. дис. на здобуття наукового ступеня канд. біол. наук. Спец. "Гідробіологія" і "Біохімія" / І. М. Коновець. – Київ, 1994. – 19 с.
75. Коновець І. Н. Функционирование систем детоксикации аммиака у карпа при воздействии температуры / И. Н. Коновец, В. В. Грубинко, О. М. Арсан // Гидробиол. журн. – 1993. – Т. 29, № 5. – С. 47–52.
76. Коновець І. Н. Влияние свинца на азотистый обмен у карпа при различной температуре водной среды / И. Н. Коновец, В. А. Кулик, О. М. Арсан, В. В. Грубинко, Д. В. Гаврилей // Гидробиол. журн. – 1994. – Т. 30, № 5. – С. 78–86.
77. Костюк К. В. Структурно-функціональні реакції клітин водних рослин на дію токсикантів : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. біол. наук. Спец. "Гідробіологія" / К. В. Костюк. – Київ, 2011. – 22 с.
78. Костюк К. В. Структурна реакція клітинних мембран водних рослин на дію токсикантів / К. В. Костюк, В. В. Грубінко // Наук. записки Тернопільського національного педагогічного університету. Серія: Біологія. – 2010. – № 4 (45). – С. 131–136.
79. Костюк К. В. Вплив іонів цинку, свинцю та дизельного палива на ліпідний склад мембран клітин водних рослин / К. В. Костюк, В. В. Грубінко // Вісник Львівського університету. Серія: Біологія. – 2010. – Вип. 54. – С. 257–264.
80. Костюк К. В. Роль мембранных АТФ-аз в адаптации гидробионтов к факторам водной среды / К. В. Костюк, В. В. Грубинко // Гидробиол. журн. – 2010 – Т. 46, № 4. – С. 49–62.
81. Кривопиша В. В. Вплив стрес-факторів водного середовища на адаптивні функції нервової системи коропа : автореф. дис. на здобуття наукового ступеня канд. біол. наук. Спец. "Гідробіологія" / В. В. Кривопиша. – Київ, 2001. – 21 с.
82. Курант В. З. Содержание белков и нуклеиновых кислот в тканях некоторых пресноводных рыб и их зависимость от возраста и сезона : автореф. дисс. на соискание ученой степени. канд. биол. наук. Спец. "Биохимия" / В. З. Курант. – Львов, 1984. – 23 с.
83. Курант В. З. Роль білкового обміну в адаптації риб до дії іонів важких металів : автореф. дис. на здобуття наукового ступеня доктора біол. наук. Спец. "Іхтіологія" / В. З. Курант. – Київ, 2003. – 38 с.
84. Курант В. З. Содержание белка и нуклеиновых кислот в некоторых тканях карпа, белого амура и толстолобика / В. З. Курант, Б. В. Яковенко, А. Ф. Явоненко // Гидробиол. журн. – 1981. – Т. 17, № 5. – С. 118–119.
85. Курант В. З. Возрастные изменения содержания нуклеиновых кислот и белка в тканях карпа / В. З. Курант, Б. В. Яковенко, А. Ф. Явоненко // Гидробиол. журн. – 1983. – Т. 19, № 5. – С. 75–78.
86. Курант В. З. Вплив марганцю на вміст нуклеїнових кислот і білків у тканинах коропа / В. З. Курант, О. М. Арсан // Доповіді АН УРСР. – 1990. – Сер. Б, № 9. – С. 60–62.
87. Курант В. З. Влияние цинка на содержание белков и нуклеиновых кислот в тканях карпа / В. З. Курант, О. М. Арсан // Гидробиол. журн. – 1991. – Т. 27, № 6. – С. 45–48.
88. Курант В. З. Принципи фізіолого-біохімічної біоіндикації водних екосистем важкими металами / В. З. Курант, О. Б. Столяр, В. В. Грубінко // Екологічна фізіологія. – 1998. – № 1. – С. 33–36.
89. Курант В. З. Особливості метаболізму амінокислот в організмі риб за умов інтоксикації йонами міді / В. З. Курант, С. В. Бродін, Ю. В. Синюк, А. М. Бучко, В. В. Грубінко. // Наук. - техн. бюл. інституту землеробства і біології тварин. Серія: Кормовиробн. і тваринництво. – 1999. – Вип. 1(2). – С. 122–127.
90. Курант В. З. Вплив іонів важких металів на метаболізм $[U^{14}C]$ амінокислот у тканинах коропа за умов *in vitro* / В. З. Курант, С. В. Бродін, Ю. В. Синюк, В. В. Грубінко // Біологія тварин. – 2001. – Т. 3, № 1. – С. 101–104.
91. Курант В. З. Особливості білкового складу сироватки крові коропа при дії іонів важких металів / В. З. Курант, Ю. В. Синюк, В. О. Арсан, В. В. Грубінко // Доповіді НАН України. – 2002. – № 11. – С. 159–163.
92. Курант В. З. Особливості метаболізму гліцину, аланіну та лейцину в організмі коропа за дії іонів важких металів / В. З. Курант, Ю. В. Синюк, В. В. Грубінко / Укр. біохім. журн. – 2002. – Т. 74, № 46 (додаток 2). – С. 94–95.
93. Лав Р. М. Химическая биология рыб / Р. М. Лав. – М. : Пищевая пром-сть, 1976. – 187 с.
94. Лісова Н. О. Екологічний стан та охорона рослинного покриву природно-заповідних територій (Опільсько-Кременецький округ) : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. біол. наук. Спец. "Екологія" / Н. О. Лісова. – Київ, 2008. – 21 с.
95. Лісова Н. О. Охорона фіторізноманіття екотонів – заповідника Кременецькі гори та Голицького ботаніко-ентомологічного заказника / Н. О. Лісова / Тези доп. X Міжнарод. наук.-практ. конф. студентів, аспірантів та молодих вчених "Екологія. Людина. Суспільство". – Київ, 2007. – С. 37–38.

96. Леус Ю. В. Перекисне окиснення ліпідів та антиоксидантний захист у риб під впливом факторів водного середовища : автореф. дис. на здобуття наукового ступеня канд. біол. наук. Спец. "Гідробіологія" / Ю. В. Леус. – Київ, 1999. – 19 с.
97. Леус Ю. В. Активность антиоксидантной системы карпа при действии ионов тяжелых металлов / Ю. В. Леус, В. В. Грубинко // Гидробиол. журн. – 1998. – Т. 34, № 2. – С. 59–63.
98. Леус Ю. В. Прооксидантно –антиоксидантний статус організму карпа при действии ионов меди, марганца, свинца и цинка / Ю. В. Леус, В. В. Грубинко, В. О. Арсан // Доповіді НАН України. – 1998. – № 7. – С. 155–159.
99. Лукьяненко В. И. Общая ихтиотоксикология / В. И. Лукьяненко. – М. : Легк. и пищ.пром-сть, 1983. – 320 с.
100. Людмила Михайлівна Романишина [Електронний ресурс] Режим доступу : <http://www.nbu.gov.ua/e-journals/Vnadsps/dovidka/romanyshyna.html>
101. Маляревская А. Я. Обмен веществ у рыб в условиях антропогенного евтрофирования водоемов / А. Я. Маляревская. – Киев : Наукова думка, 1979. – 254 с.
102. Маньора Г. Б. Особливості окиснення ¹⁴C ацетату та динаміка ліпідного складу у головному мозку риб при дії солей важких металів / Г. Б. Маньора, С. В. Бродін, В. В. Грубінко // Наук. записки Тернопільського національного педагогічного університету ім. Володимира Гнатюка. Спец. вип. "Гідроекологія". – 2001. – № 3(14). – С. 211–213.
103. Маньора Г. Б. Адаптивні перебудови жирнокислотного складу мозку риб за умов дії свинцю гепатопанкреасу коропа у зв'язуванні іонів міді / Г. Б. Маньора, В. В. Грубінко // Доп. НАН України. – 2003. – № 11. – С. 167–170.
104. Маньора Г. Б. Вплив іонів марганцю і міді на жирнокислотний склад ліпідів мозку риб: сезонні особливості / Г. Б. Маньора, В. В. Грубінко // Біологія тварин. – 2003. –Т. 5, № 1-2. – С. 112–117.
105. Міщук О. В. Мультимаркерний підхід у моніторингу забруднення водойм з використанням біохімічних показників двостулкових моллюсків : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. біол. наук. Спец. "Біохімія" / О. В. Міщук. – Чернівці, 2009. – 20 с.
106. Микола Миколайович Великий [Електронний ресурс] Режим доступу : <http://anvsu.org.ua/index.files/Biographies/Velikiy.htm>
107. Михайло Дмитрович Курський [Електронний ресурс] Режим доступу : <http://anvsu.org.ua/index.files/Biographies/Kurskiy.htm>.
108. Мерва А. В. Вміст Fe, Mn, Cu, Zn, Cd в органах і тканинах коропа (*Cyprinus caprio* L.) за різного вмісту селену у воді / А. В. Мерва // Наук. записки Тернопільського національного педагогічного університету. Серія Біологія. – 2008. – №3 (37). – С. 105–110.
109. Мехед О. Б. Вплив пестицидного забруднення водного середовища на іхтіологічні показники та метаболічні перетворення в організмі коропа : автореф. дис. на здобуття наукового ступеня кандидата біол. наук. Спец. "Іхтіологія". – Київ, 2005. – 20 с.
110. Мехед О. Б. Вплив зенкору на вміст глюкози та активність ферментів глюконеогенезу у тканинах коропа лускатого (*Cyprinus carpio* L.) за різних температур / О. Б. Мехед, Б. В. Яковенко, А. О. Жиденко // Укр. біохім. журн. – 2004. – Т. 76, № 3. – С. 110–113.
111. Мудра А. Є. Вивчення біохімічних процесів у гепатоцитах коропа і рака за дії пошкоджуючих чинників середовища : автореф. дис. на здобуття наукового ступеня кандидата біол. наук. Спец. "Біохімія" / А. Є. Мудра. – Львів, 2008. – 21 с.
112. Нариси історії хіміко-біологічного факультету ТНПУ ім. В. Гнатюка / М. М. Барна, В. З. Курант, Л. С. Барна [і ін.]. – Тернопіль : Вид-во «Підручники і посібники», 2010. – 302 с.
113. Оксана Борисівна Столяр [Електронний ресурс] Режим доступу : http://biochemlab.tnpu.edu.ua/?page=collaborators.php&id_job=1&lang=ua
114. Олександр Федотович Явоненко : біобібліогр. покажч. / уклад. Л. А. Іполітова; відп. ред. Г. Г. Макарова. – Чернівці, 2009. – 32 с.
115. Орест Михайлович Арсан [Електронні ресурси] Режим доступу : <http://hydrobio.at.ua/publ/4-1-0-8;> http://uk.wikipedia.org/wiki/Арсан_О.М.
116. Програма та методичні рекомендації з навчальної дисципліни (за вимогами кредитно-модульної (трансферної) системи на основі компетентнісного підходу) / В. В. Грубінко. – Тернопіль : Вид-во ТНПУ ім. В. Гнатюка, 2007. – 40 с. (Рекоменд. Міністерством освіти і науки України).
117. Романенко В. Д. Метаболизм углекислоты у водных животных / В. Д. Романенко, Н. Ю. Евтушенко, Н. И. Коцарь. – Київ : Наукова думка, 1980. – 180 с.
118. Романишина Л. М. Влияние экзогенной аскорбиновой кислоты и никотинамида на реакцию восстановительного аминирования α-кетоглутарата в органах морских свинок и кроликов : автореф. дисс. на соискание ученой степени кандидата биологических наук. Спец. "Биохимия" / Л. М. Романишина. – Москва, 1985. – 16 с.
119. Романишина Л. М. Модульно-рейтингова технологія викладання у вищих навчальних закладах: посібник / Л. М. Романишина. – Тернопіль : Вид. ТНПУ ім. В. Гнатюка, 2000. – 48 с.

120. Романчук Л. Д. Особливості функціонування металотіонеїнів та системи антиоксидантного захисту в тканинах жаби *Rana ridibunda* за впливу пошкоджуючих чинників : автореф. дис. на здобуття наукового ступеня кандидата біол. наук. Спец. "Біохімія" / Л. Д. Романчук. – Чернівці, 2010. – 20 с.
121. Синюк Ю. В. Обмін амінокислот і фракційний склад білків у організмі коропа за дії іонів марганцю, цинку, міді та свинцю : автореф. дис. на здобуття наукового ступеня канд. біол. наук. Спец. "Біохімія" / Ю. В. Синюк. – Львів, 2003. – 20 с.
122. Синюк Ю. В. Влияние тяжелых металлов на качественный и количественный состав белков сыворотки крови карпа / Ю. В. Синюк, В. З. Курант, В. В. Грубинко // Гидробиол. журн. – 2003. – Т. 39, № 3. – С. 56–64.
123. Смольський О. С. Структурно-функціональні адаптації крові коропа за дії екстремальних факторів довкілля : автореф. дис. на здобуття наукового ступеня канд. біол. наук. Спец. "Гідробиологія" / О. С. Смольський. – Київ, 1999. – 20 с.
124. Сорвачев К. Ф. Основы биохимии питания рыб / К. Ф. Сорвачев. – М. : Легк. и пищ. пром-сть, 1982. – 247 с.
125. Станіславчук Г. В. Стан антиоксидантної системи в організмі коропа за різного вмісту селену і сірки у воді та раціоні : автореф. дис. на здобуття наукового ступеня кандидата біол. наук. Спец. "Біохімія" / Г. В. Станіславчук. – Львів, 2009. – 21 с.
126. Столяр О. Б. Стан тіолів і низькомолекулярних білків гепатопанкреасу коропа при дії сублетальної концентрації міді / О. Б. Столяр // Біологія тварин. – 2000. – Т. 2, № 2. – С. 157–163.
127. Столяр О. Б. Біохімія. Курс лекцій: навч. посібник / О. Б. Столяр. – Тернопіль : Вид-во Карп'юка. 2001. – 247 с. (Рекоменд. Міністерством освіти України).
128. Столяр О. Б. Вплив іонів цинку, марганцю та свинцю на термостабільні білки печінки коропа / О. Б. Столяр // Укр. біохім. журн. – 2003. – Т. 75, № 1. – С. 85–89.
129. Столяр О. Б. Збірник вправ і задач з біохімії. Навчальний посібник. Вид. друге, доп. і переробл. / О. Б. Столяр. – Тернопіль : Редакц.-видавничий відділ ТДПУ, 2003. – 87 с. (Рекоменд. Міністерством освіти і науки України)
130. Столяр О. Б. Металотіонеїни в організмі водних тварин / О. Б. Столяр // Біологія тварин. – 2003. – Т. 5, № 1-2. – С. 9–22.
131. Столяр О. Б. Роль металотіонеїнів в детоксикації йонів міді, цинку, марганцю та свинцю в організмі прісноводних риб і молюсків : автореф. дис. на здобуття наукового ступеня доктора біол. наук. Спец. "Біохімія" / О. Б. Столяр. – Львів, 2004. – 40 с.
132. Столяр О. Б. Лабораторний практикум з біологічної хімії. Навчальний посібник / О. Б. Столяр. – Тернопіль : Редакц.-видавничий відділ ТНПУ ім. В. Гнатюка, 2005. – 104 с. (Рекоменд. Міністерством освіти і науки України).
133. Столяр О. Б. Влияние сублетальных концентраций свинца на содержание тиоловых соединений и белков в организме карпа / О. Б. Столяр, В. З. Курант, В. А. Хоменчук, Р. Б. Балабан // Гидробиол. журн. – 1999. – Т. 35, № 6. – С. 63–68.
134. Столяр О. Б. Роль низькомолекулярних сірковмісних сполук гепатопанкреасу коропа у зв'язуванні іонів міді / О. Б. Столяр, В. О. Хоменчук, В. О. Арсан, В. В. Грубінко // Доп. НАН України. – 2001. – № 3. – С. 198–203.
135. Столяр О. Б. Свойства низкомолекулярных термостабильных белков и содержание тиолов в гепатопанкреасе карпа при воздействии сублетальных концентраций ионов свинца и марганца / О. Б. Столяр, В. З. Курант, В. А. Хоменчук, В. В. Грубинко // Гидробиол. журн. – 2001. – Т. 37, № 5. – С. 73–80.
136. Столяр О. Б. Влияние условий существования на связывание тяжелых металлов и окислительную деструкцию биомолекул в тканях пресноводного двусторчатого моллюска *Anodonta cygnea* / О. Б. Столяр, В. В. Грубинко, Р. Л. Мыхайлив, Е. В. Мишук // Гидробиол. журн. – 2003. – Т. 39, № 6. – С. 73–82.
137. Сушко Н. О. Флористична структура екотону "Кременецькі гори" / Н. О. Сушко, В. В. Грубінко // Екологія довкілля та безпека життєдіяльності. – 2006. – №1. – С. 51–57.
138. Тканевый обмен у рыб / В. И. Беляев, В. М. Николаев, Г. Е. Шульман. [и др.]. – Київ : Наукова думка, 1983. – 144 с.
139. Фальфушинська Г. І. Роль металотіонеїнів коропа (*Cyprinus carpio* L.) та рака (*Astacus leptodactylus* Eschscholtz) в адаптації організму до забруднення водного середовища : автореф. дис. на здобуття наукового ступеня кандидата біол. наук. Спец. "Біохімія" / Г. І. Фальфушинська. – Львів, 2005. – 20 с.
140. Фізіолого-біохімічні механізми адаптації ставкових риб до екстремальних факторів середовища і їх корекція / В. В. Грубінко, А. О. Жиденко, О. С. Смольський [і ін.] // Екологія, охорона природи, екологічна освіта і виховання / Під ред. В. В. Грубінка. – Чернівці, 1996. – С. 10–28.
141. Хлебович В. В. Акклимация животных организмов / В. В. Хлебович. – Л. : Наука, 1981. – 135 с.

142. *Хоменчук В. О.* Вплив деяких фізико-хімічних параметрів водного середовища на накопичення важких металів в організмі коропа / В. О. Хоменчук, В. З. Курант, І. М. Коновець, В. О. Арсан, В. В. Грубінко // Доповіді НАН України. – 2000. – № 5. – С. 173–176.
143. *Хоменчук В. О.* Вміст міді у субклітинних фракціях тканин коропа при різній її концентрації у водному середовищі / В. О. Хоменчук, В. З. Курант, В. В. Грубінко // Біологія тварин. – 2001. – Т. 3, № 1. – С. 97–99.
144. *Хоменчук В. О.* Біохімічні особливості проникнення і розподілу деяких важких металів в організмі коропа лускатого : автореф. дис. на здобуття наукового ступеня кандидата біол. наук. Спец. "Біохімія" / В. О. Хоменчук. – Львів, 2003. – 18 с.
145. *Чайковська Г. Б.* Роль ліпідів в адаптації мозку риб до дії важких металів : автореф. дис. на здобуття наукового ступеня кандидата біол. наук. Спец. "Біохімія" / Г. Б. Чайковська. – Чернівці, 2005. – 21 с.
146. *Чень І. Б.* Розподіл населення західних областей України за групами крові у зв'язку зі зловживаннями захворюваннями та екологічною ситуацією : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня кандидата біол. наук. Спец. "Екологія" / І. Б. Чень. – Чернівці, 2006. – 19 с.
147. *Чень І. Б.* Генетичні закономірності розподілу населення території Трускавець-Східниця (Львівська обл.) за групами крові / І. Б. Чень, В. В. Грубінко // Наук. записки Тернопільського національного педагогічного університету ім. Володимира Гнатюка. Серія: Біологія. – 2003. – № 2(21). – С. 58–61.
148. *Чень І. Б.* Розподіл онкологічних хворих регіону Трускавець-Східниця(Львівська обл.) за групами крові / І. Б. Чень, В. В. Грубінко // Наук. записки Тернопільського національного педагогічного університету ім. Володимира Гнатюка. Серія: Біологія. – 2004. – № 1-2(23). – С. 51–56.
149. *Шульман Г. Е.* Физиолого-биохимические показатели годовых циклов рыб / Г. Е. Шульман. – М. : Легк. и пищ. пром-сть, 1972. – 368 с.
150. *Шьюэн Д.* Химия и обмен азотистых экстрактивных веществ у рыб / Д. Шьюэн // Биохимия рыб. – М. : Изд-во иностр. лит., 1953. – С. 39–69.
151. *Щербак В. І.* Просторово-часова динаміка фітопланктону в системі „річка – водосховище – річка” / В. І. Щербак, О. В. Бондаренко // Гидробиол. журн. – 2004. – Т. 40, № 6. – С. 36–41.
152. *Щербак В. І.* Фітопланктон притоков Дністра на примієре реки Серет и Тернопольского водохранилища / В. І. Щербак, О. В. Бондаренко // Альгология. – 2005. – Т. 15, № 3. – С. 302–309.
153. *Явоненко А. Ф.* Выделение азотистых соединений стенкой рубца крупного рогатого скота : автореф. дисс. на соискание ученой степени кандидата биол. наук / А. Ф. Явоненко. – Киев, 1966. – 16 с.
154. *Явоненко О. Ф.* Відновне амінування α -кетоглутарової кислоти в стінці рубця великої рогатої худоби / О. Ф. Явоненко // Укр. біохім. журн. – 1969. – Т. 41, № 5. – С. 572–575.
155. *Явоненко А. Ф.* Влияние инсулина на активность восстановительного аминирования α -кетоглутаровой кислоты в эпителии рубца крупного рогатого скота / А. Ф. Явоненко // Мат. второго Всесоюзного биохимического съезда, секция 23. – Ташкент, 1969.
156. *Явоненко О. Ф.* Вплив інсуліну на концентрацію аскорбінової кислоти в стінці рубця великої рогатої худоби / О. Ф. Явоненко // Фізіологія і біохімія сільськогосподарських тварин. – 1970. – Вип. 15. – С. 105–107.
157. *Явоненко О. Ф.* Неферментативне утворення глутамінової кислоти в присутності АТФ / О. Ф. Явоненко // Укр. біохім. журн. – 1970. – Т. 42, № 6. – С. 756–760.
158. *Явоненко О. Ф.* Вплив іонів двовалентних металів і АТФ на інтенсивність відновного амінування α -кетоглутарової кислоти в епітелії стінки рубця великої рогатої худоби / О. Ф. Явоненко // Укр. біохім. журн. – 1971. – Т. 43, № 5. – С. 625–628.
159. *Явоненко О. Ф.* Кінетика реакції відновного амінування α -кетоглутарової кислоти в стінці рубця великої рогатої худоби / О. Ф. Явоненко // Доповіді АН УРСР. – 1972. – № 3. – С. 267–270.
160. *Явоненко О. Ф.* До питання про можливість утворення α -кетоглутарилфосфату в процесі відновного амінування α -кетоглутарової кислоти / О. Ф. Явоненко // Доповіді АН УРСР. – 1973. – № 3. – С. 178–180.
161. *Явоненко Олександр Федотович.* Особова справа / Архів Тернопільського національного педагогічного університету імені Володимира Гнатюка. – Фонд "Особові справи працівників". – Спр. № 65. – Арк. № 9-13. Розпоч. 1974 р.
162. *Явоненко А. Ф.* Роль стенки рубца в азотистом обмене крупного рогатого скота и овец : автореф. дисс. на соискание ученой степени доктора биологических наук. Спец. "Биохимия" / А. Ф. Явоненко. – Львов, 1973. – 42 с.
163. *Явоненко О. Ф.* Про функцію стінки рубця великої рогатої худоби / О. Ф. Явоненко, С. З. Гжицький // Укр. біохім. журн. – 1966. – Т. 36, № 6. – С. 633–637.
164. *Явоненко О. Ф.* Вплив інсуліну на проникання азотових сполук через стінку рубця у великої рогатої худоби / О. Ф. Явоненко, С. З. Гжицький // Доповіді АН УРСР. – 1966. – № 9.
165. *Явоненко О. Ф.* Активність амінотрансфераз стінки передшлунків великої рогатої худоби / О. Ф. Явоненко, С. З. Гжицький // Мат. четвертої республіканської наукової конференції «Фізіологія і біохімія сільськогосподарських тварин». – 1968. – С. 466.

166. Явоненко О. Ф. Синтез деяких амінокислот в стінці рубця великої рогатої худоби / О. Ф. Явоненко, С. З. Гжицький // Фізіологія і біохімія сільськогосподарських тварин. – 1971. – Вип. 18. – С. 87–91.
167. Явоненко А. Ф. Содержание нуклеиновых кислот и белков в некоторых тканях карпа / А. Ф. Явоненко, В. З. Курант, Б. В. Яковенко // Гидробиол. журн. – 1980. – Т. 16, № 6. – С. 48–52.
168. Явоненко А. Ф. Химия и биологическая химия. Учебн. пособ. для студ. факультетов физического воспитания педагогических институтов / А. Ф., Явоненко, Б. В. Яковенко, С. В. Крутовский, Т. С. Куратова, З. Я. Крайнер. – Киев : Выща школа, 1988. – 415 с. (Рекоменд. Міністерством середньої і педагогічної освіти України).
169. Явоненко А. Ф. Глутаминсинтетазная и глутаминовая активность в организме молоди карпа при выходе из зимовки / А. Ф. Явоненко, Б. В. Яковенко, В. В. Грубинко, А. А. Жиденко // Рыбное хозяйство. – Киев : Урожай, 1988. – Вип. 42. – С. 45–49.
170. Явоненко А. Ф. Особенности функционирования ферментативных путей образования энергии у карповых рыб в условиях зимовки / А. Ф. Явоненко, Б. В. Яковенко, В. В. Грубинко, А. А. Жиденко // Экологическая энергетика животных. – Пушино, 1988. – С. 214–216.
171. Явоненко А. Ф. Особенности метаболизма кетонных тел у карпа во время зимовки / А. Ф. Явоненко, А. А. Жиденко, В. В. Грубинко // Экологическая физиология и биохимия рыб. Ярославль, 1989. – С. 137–138.
172. Явоненко А. Ф. Зависимость выживаемости молоди карпа в условиях зимовки от содержания свободных аминокислот и белков в мышечной ткани рыб / А. Ф. Явоненко, Б. В. Яковенко, В. В. Грубинко, А. А. Жиденко // Рыбное хозяйство. – 1989. – Вип. 43. – С. 24–29.
173. Яковенко Б. В. Значение железа и аскорбиновой кислоты в формировании пигмента слизистой оболочки стенки рубца у жвачных / Б. В. Яковенко // Сельскохозяйственная биология. – 1976. – Т. XI, № 6.
174. Яковенко Б. В. Химическая природа и физиологическая роль пигмента слизистой оболочки рубца крупного рогатого скота : автореф. дисс. на соискание ученой степени кандидата биол. наук / Б. В. Яковенко. – Львов, 1978. – 22 с.
175. Яковенко Б. В. Метаболізм гліцину в організмі коропа лускатого : автореф. дис. на здобуття наукового ступеня доктора біол. наук. Спец. "Біохімія" / Б. В. Яковенко. – Львів, 1993. – 37 с.
176. Яковенко Б. В. О природе пигмента слизистой оболочки стенки рубца крупного рогатого скота / Б. В. Яковенко, А. Ф. Явоненко, Н. В. Шевряков, С. З. Гжицкий // Доклады АН УССР. Сер. Б. – 1975. – № 1.
177. Яковенко Б. В. Вплив карбоксиліну та сечовини на пігментацію слизової оболонки рубця великої рогатої худоби жуйних / Б. В. Яковенко, О. Ф. Явоненко // Вісник сільськогосподарської науки. – 1978. – № 6.
178. Яковенко Б. В. Влияние температуры на активность некоторых аминотрансфераз в тканях карпа / Б. В. Яковенко, В. З. Курант, А. Ф. Явоненко // Гидробиол. журн. – 1981. – Т. 16, № 2. – С. 69–72.
179. Яковенко Б. В. Влияние голодания на белковый обмен в мышечной ткани карповых рыб / Б. В. Яковенко, В. З. Курант, А. Ф. Явоненко // Гидробиол. журн. – 1982. – Т. 18, № 5. – С. 100–105.
180. Яковенко Б. В. Активность глутаминсинтетазы в тканях карпа в условиях голодания / Б. В. Яковенко, В. В. Грубинко, А. Ф. Явоненко // Гидробиол. журн. – 1986. – Т. 22, № 4. – С. 74–78.
181. Яковенко Б. В. Вплив температури на вміст гліцину в окремих органах коропа / Б. В. Яковенко, А. О. Жиденко, О. Ф. Явоненко // V Укр. біохім. з'їзд: тез. доп. Івано-Франківськ, вер. 1987 р. – Київ, 1987. – Ч. 2. – С. 324–325.
182. Яковенко Б. В. Біохімія. Підручник для студентів спеціальності „Фізична культура” педагогічних університетів / Б. В. Яковенко, О. Ф. Явоненко. – Суми : ВТД „Університетська книга”, 2002. – 380 с. (Рекоменд. Міністерством освіти і науки України).
183. Яковенко Б. В. Практикум з біологічної хімії. Навч.-метод. посіб. для студентів біологічних спеціальностей і факультетів фізичного виховання і спорту вищих навчальних закладів / Б. В. Яковенко, М. В. Шевряков, О. Ф. Явоненко. – Суми : ВТД „Університетська книга”, 2003. – 204 с. (Рекоменд. Міністерством освіти і науки України).
184. Falfushinska H. Responses of biochemical markers in carp *Cyprinus carpio* from two field sites in Western Ukraine / H. Falfushinska, O. Stolyar // Ecotoxicology and Environmental Safety. – 2009. – Vol. 72, № 3. – P. 729–736.
185. Falfushinska H. I. Different responses of biochemical markers in frogs (*Rana ridibunda*) from urban and rural wetlands to the effect of carbamate fungicide / H. I. Falfushinska, L. D Romanchuk., O. B. Stolyar // Compar. Biochem. Physiol. – Vol. 148C, № 3. – P. 223–229.
186. Falfushynska H. I. Seasonal and spatial comparison of metallothioneins in frog *Rana ridibunda* from feral populations / H. I. Falfushinska, L. D Romanchuk., O. B. Stolyar // Ecotoxicology. – 2008. – Vol. 17, № 8. – P. 781–788.
187. Goldstein L. The metabolic pathway urea synthesis in elasmobranchs and fish / L. Goldstein, R. P. Forster // Comp. Biochem. of Nitrogen Metabolism. – New York : Acad. Press, 1970. – Vol. 2. – P. 495–518.

188. *Grubinko V. V.* The assessment of metabolism damage in fish brain cells according to the glutamine transformation rate/ V. V. Grubinko // 4 IUBMB Conference "The life and death of cell". – Edinburg, July 1996. – P. 543.
189. *Grubinko V. V.* The glutamate dehydrogenase (GDH) – glutamine synthetase (GS) complex in Fish: organization and function / V. V. Grubinko // 17 International Congress of Biochemistry and Molecular Biology. – San-Francisco, 1997. – P. 261.
190. *Grubinko V. V.* The role of membranes ATP-ases of gills in lead ions transportation which we hereby accept / V. V. Grubinko // Silver Jubilee FEBS meeting. – Copengagen, 1998. – P. 39.
191. *Grubinko V.* Homeostasis regulation in glutamine-glutamate-gammaaminobutirate in fish brain ander intoxication / V. Grubinko, A. Zhydenko // 5 th International Amino Acids Congress. 25-29 August, 1997. – Chalkidiki, Greece, 1997. – P. 346.
192. *Grubinko V.* Glutamate and Glutamine adaptive function in Plant's and Animal's under ammonia intoxication / V. Grubinko, Yu. Leus / 5 th International Amino Acids Congress. 25-29 August, 1997. – Chalkidiki, Greece, 1997. – P. 348.
193. *Grubinko V.* Intensity of systems lipid peroxidation (LP) correlation and paculiarities of their kinetics in fish liver during intoxication / V. Grubinko, V. Kurant, O. Stolyar // The first regional meeting on medical Sciences: "The roles of free Radicals in health and disease". – Jerusalem–Amman, 1998. – P. 130.
194. *Grubinko V.* The cascade principle of biochemical answer to the toxical stress in fish: time scale, intensivity and specificity / V. Grubinko, V. Kurant / International congress of toxicology: ICT VIII. – Paris: «Chemical Safety for the 21st Century», 1998. – P. 346.
195. *Grubinko V.* Physiological and Biochemical Monitoring of Toxicological Environment Pollution / V. Grubinko, V. Kurant, O. Stolyar // Internat. conf. "Working toget-her for better health", 23-25 September, 1998. – Cardiff, UK, 1998. – P. 113–114.
196. *Herts A.* Biosynthetic activity *Brassica rapa* L. at different lighting modes in model conditions / A. Herts, V. Grubinko // Horticulture and vegetable growing. – 2000. – Vol. 19, № 3(1). – P. 234–241.
197. *Konovets I. N.* Features of ammonia fixation in fish intestine / I. N. Konovets, V. V. Grubinko // 24 Meeting of the Federation European Biochemical Societis. – Barcelona, 1996. – P. 252.
198. *Stolyar O.* The effects of lead on the antioxidant status and lipid peroxidation in carp hepatopancreas / O. Stolyar, A. Mudra // Annales Universitatis Marie Curie-Sklodowska. – Lublin (Polonia). – 2002. – Vol. 15, № 31. – P. 391–394.

В. В. Грубинко

Тернопольский национальный педагогический университет им. Владимира Гнатюка, Украина

АЛЕКСАНДР ФЕДОТОВИЧ ЯВОНЕНКО : ФОРМИРОВАНИЕ НАУЧНОЙ ШКОЛЫ

В статье обозначены основные этапы научной деятельности А.Ф. Явоненка и его учеников, дана краткая характеристика содержания научных исследований лабораторий экологической биохимии в Тернопольском и Черниговском педагогических университетах на протяжении 30-ти лет и хронология защиты диссертаций.

Ключевые слова: Александр Федотович Явоненко, научная школа, экологическая биохимия гидробионтов

V. V. Grubinko

Volodymyr Gnatiuk Ternopil National Pedagogical University, Ukraine

ALEKSANDER FEDOTOVICH YAVONENKO : FORMING OF SCIENTIFIC SCHOOL

The basic stages of scientific activity of A. F. Yavonenko and his students are marked in the article, short description of maintenance of scientific researches of laboratories of ecological biochemistry is given in Ternopil and Chernihiv pedagogical universities during 30 years their existences and chronology of defence of dissertations.

Keywords: Aleksander Fedotovitch Yavonenko, scientific school, ecological biochemistry of aquatic organisms

Рекомендує до друку

Надійшла 14.02.2011

М.М. Барна

ЗМІСТ

ГІДРОБІОЛОГІЯ	3
О.І. БОДНАР	
ОСОБЛИВОСТІ ФІЗІОЛОГІЧНИХ РЕАКЦІЙ ВОДОРОСТЕЙ РІЗНИХ СИСТЕМАТИЧНИХ ГРУП НА ДІЮ ІОНІВ МЕТАЛІВ.....	3
І.В. БРИНДЗЯ	
ОЦІНКА ЯКОСТІ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД ПРИКАРПАТТЯ ЗА ЇЇ ФІЗИКО-ХІМІЧНИМИ ПОКАЗНИКАМИ	7
О.М. ВАСИЛЕНКО	
ВПЛИВ ІОНІВ КАДМІЮ НА ТРИВАЛІСТЬ ПРОХОДЖЕННЯ КОРМУ ЧЕРЕЗ ТРАВНИЙ ТРАКТ СТАВКОВИКІВ (MOLLUSCA: PULMONATA: LYMNAEIDAE) 11	
Й.В. ГРИБ, Н.І. ГОНЧАРЕНКО, О.М. КЛИМНЮК	
ДЕЯКІ АСПЕКТИ ВЗАЄМОЗВ'ЯЗКУ СТРЕСОВИХ ЧИННИКІВ ТА АДАПТАЦІЇ ГІДРОБІОНТІВ У ПОРУШЕНИХ ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМАХ.....	15
В.П. ГУСЕЙНОВА, А.В. КУРЕЙШЕВИЧ	
МІКРОВОДОРОСТІ ЯК ДЖЕРЕЛО ПОЗАКЛІТИННИХ СПОЛУК ВУГЛЕВОДНЕВОЇ ПРИРОДИ	22
В.О. ДЕМЧЕНКО	
ТЕОРЕТИЧНІ ТА ПРАКТИЧНІ АСПЕКТИ ПРОБЛЕМИ ВИКОРИСТАННЯ РИБ ЯК ІНДИКАТОРІВ СТАНУ ГІДРОЕКОСИСТЕМ (НА ПРИКЛАДІ АЗОВСЬКОГО МОРЯ)	25
Н.І. КІРПЕНКО, Є.О. КУРАШОВ, Ю.В. КРИЛОВА	
СКЛАД ЕКЗОМЕТАБОЛІТІВ ДЕЯКИХ ЗЕЛЕНИХ ВОДОРОСТЕЙ НА РІЗНИХ СТАДІЯХ РОСТУ	31
К.В. КОСТЮК, В.В. ГРУБІНКО	
СПЕЦИФІЧНІ ТА НЕСПЕЦИФІЧНІ РЕАКЦІЇ КЛІТИН ГІДРОБІОНТІВ НА ДІЮ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ ТА НАФТОПРОДУКТІВ	35
Н.А. ПОМОРЦЕВА, Н.К. РОДИОНОВА, Д.И. ГУДКОВ	
КЛЕТОЧНЫЙ СОСТАВ ПЕРИФЕРИЧЕСКОЙ КРОВИ КАРАСЯ ОБЫКНОВЕННОГО В ВОДОЕМАХ ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ ЗОНЫ ОТЧУЖДЕНИЯ ..	43
Е.В. СТАРОСИЛА, Г.Н. ОЛЕЙНИК	
МЕТАБОЛИЧЕСКИ АКТИВНЫЕ КЛЕТКИ БАКТЕРИОПЛАНКТОНА, ОПРЕДЕЛЕННЫЕ <i>in situ</i> МЕТОДАМИ	47
ЕКОЛОГІЯ	51
Т.В. АНДРУСИШИН	
БІОГЕННІ ВАЖКІ МЕТАЛИ У ВОДІ, ДОННИХ ВІДКЛАДАХ ТА ПРИБЕРЕЖНИХ ГРУНТАХ РІЧКИ ЗБРУЧ	51
В.В. БЕЛЯЕВ	
ФОРМИРОВАНИЕ УРОВНЕЙ СОДЕРЖАНИЯ ⁶⁰ СО В РЫБАХ ПРИ ИЗМЕНЕНИИ КОНЦЕНТРАЦИИ РАДИОНУКЛИДА В ВОДЕ.....	58
О.М. ВОЛКОВА, В.В. БЕЛЯЄВ, О.О. ПАРХОМЕНКО, С.П. ПРИШЛЯК К.О. НІКІТЮК	
РАДІОЕКОЛОГІЧНІ НАСЛІДКИ ПОРУШЕННЯ РЕЖИМУ ЕКСПЛУАТАЦІЇ КИЇВСЬКОЇ ГЕС У 2010 р.	62
О.С. ВОЛОШИН, І.Б. ЧЕНЬ	
ОСОБЛИВОСТІ АВТОНОМНОЇ НЕРВОВОЇ РЕГУЛЯЦІЇ ТА СЕРЦЕВОЇ ДІЯЛЬНОСТІ В ОСІБ РІЗНОГО ВІКУ.....	66
В.П. ГАНДЗЮРА, Л.А. ГАНДЗЮРА	
ОЦЕНКА ЭКОТОКСИКОЛОГИЧЕСКИХ ЭФФЕКТОВ ПО ИЗМЕНЕНИЯМ ЭНТРОПИИ СИСТЕМЫ	72

Д.Д. ГАНЖА	
ОЦІНКА НАКОПИЧЕННЯ АТМОСФЕРНОГО ПИЛУ ЛИСТКАМИ ДЕРЕВ ТОПОЛІ В РІЗНИХ УРБЕКОЛОГІЧНИХ УМОВАХ.....	82
Х.Д. ГАНЖА	
ФІЗИКО-ХІМІЧНІ ФОРМИ ЦЕЗІЮ-137 ТА СТРОНЦІЮ-90 У ВЕГЕТАТИВНИХ ОРГАНАХ ОЧЕРЕТУ ЗВИЧАЙНОГО	85
М.Т. ГОНЧАРОВА, В.А. ЛЯШЕНКО	
ОЦІНКА ТОКСИЧНОСТІ ДОННИХ ВІДКЛАДІВ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ ДУНАЙСЬКОГО БІОСФЕРНОГО ЗАПОВІДНИКА.....	89
Г.Б. ГУМЕНЮК, М.В. МАКАРОВ, Н. Г. ЗІНЬКОВСЬКА	
ВМІСТ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ У РАКОВИНІ МОЛЮСКА <i>NASSARIUS RETICULATUS</i> (L.) З СЕВАСТОПОЛЬСЬКОЇ БУХТИ (ЧОРНЕ МОРЕ) ВЛІТКУ 2007 р.....	94
Ю.О. КАРПЕНКО	
АНТРОПОГЕННІ ЗМІНИ ЛІСОВИХ ЦЕНОЗІВ НОВГОРОД-СІВЕРСЬКОГО ПОЛІССЯ ТА ЇХ СТІЙКІСТЬ	98
Н.Я. КИЯК, О.Л. БАЙК	
ЕКОЛОГО-ФІЗІОЛОГІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА ДОМІНУЮЧИХ ВИДІВ МОХІВ НА ТЕРИТОРІЯХ СІРЧАНОВОГО ВИДОБУТКУ	102
А.В. КОШЕЛЕВ	
ЭКОЛОГО-БИОЛОГИЧЕСКИЕ ОСНОВЫ РЕЗИСТЕНТНОСТИ ГЕТЕРОГОННЫХ БЕСПОЗВОНОЧНЫХ.....	106
О.В. ЛОБАЧЕВСЬКА	
ЕКОЛОГІЧНІ ОСОБЛИВОСТІ ТА РЕПРОДУКТИВНА СТРАТЕГІЯ МОХОПОДІБНИХ НА АНТРОПОГЕННО ТРАНСФОРМОВАНИХ ТЕРИТОРІЯХ	109
М. С. ОВСЕП'ЯН	
ТОКСИКОРЕЗИСТЕНТНОСТЬ <i>ARTEMIA SALINA</i> В ГРАДИЕНТЕ СОЛЕННОСТИ .	113
О.С. ПОТРОХОВ	
ВИДОВА СПЕЦИФІЧНІСТЬ РЕЗИСТЕНТНОСТІ РИБ ДО ДІЇ СПОЛУК НЕОРГАНІЧНОГО АЗОТУ	115
І.В. РАБИК, О.І. ЩЕРБАЧЕНКО, І.С. ДАНИЛКІВ	
УЧАСТЬ МОХОПОДІБНИХ У ВІДНОВЛЕННІ РОСЛИННОГО ПОКРИВУ НА ТЕРИТОРІЯХ ПІДЗЕМНОЇ ВИПЛАВКИ СІРКИ ЯЗІВСЬКОГО РОДОВИЩА	120
В.Д. РОМАНЕНКО, Ю.Г. КРОТ, Т.І. ЛЕКОЦЕВА, Т.Я. КИРИЗІЙ, Є.В. СТАРОСИЛА	
ФУНКЦІОНУВАННЯ ДРЕЙСЕНО-ГАМАРИДНОГО УГРУПУВАННЯ ПРИ ПІДВИЩЕННІ РІВНЯ МІНЕРАЛІЗАЦІЇ ВОДИ В УМОВАХ МІКРОКОСМУ	124
О.О. СИВАШ	
ПОРІГ ФОТОІНГІБУВАННЯ ФОТОСИНТЕЗУ ЯК КРИТЕРІЙ ГЕЛІОФІЛЬНОСТІ РОСЛИН.....	128
А.П. СТАДНИЧЕНКО, Д.А. ВІСКУШЕНКО, В.К. ГИРИН, Я.Р. ГРИНЕВИЧ,	
О.В. ЛАВРЕНЮК	
ТОКСИКОТОЛЕРАНТНІСТЬ КАЛІОЖНИЦІ РІЧКОВОЇ (<i>MOLLUSCA</i> , <i>GASTROPODA</i> , <i>PESTINIBRANCHIA</i>) ДО ІОНІВ ЦИНКУ ВОДНОГО СЕРЕДОВИЩА	133
В.Г. СТАРЧАК, С.Д. ЦИБУЛЯ, Г.М. МАЧУЛЬСЬКИЙ, Т.М. ПОЛЩУК.....	137
ЗАБРУДНЕННЯ ПРИРОДНОГО СЕРЕДОВИЩА ВАЖКИМИ МЕТАЛАМИ ТА ФОРМУВАННЯ ЕКОТОКСИКОЛОГІЧНОЇ СИТУАЦІЇ Й ЕКОЛОГІЧНОЇ НЕБЕЗПЕКИ.....	137
Н.В. ТКАЧУК, І.Г. ЧУЧВАГА	
ОЦІНКА ЯКОСТІ КОЛОДЯЗНОЇ ВОДИ ОКОЛИЦЬ М.ЧЕРНІГОВА ЗА РОСТОМ КОРЕНІВ <i>ALLIUM CEPA</i> L.	143

О. І. УВАЄВА, А. П. САРГАН ВПЛИВ СИНТЕТИЧНИХ МИЮЧИХ ЗАСОБІВ НА ФІЛЬТРАЦІЙНУ ЗДАТНІСТЬ ПРІСНОВОДНИХ МОЛЮСКІВ	147
Я.Д. ХОРКАВЦІВ, О.В. ЛОБАЧЕВСЬКА ОСОБЛИВОСТІ ГЕНЕРАТИВНОГО РОЗМНОЖЕННЯ ДОМІНАНТНОГО ВИДУ <i>BARBULA UNGUICULATA</i> HEDW. НА ВІДВАЛАХ СІРЧАНОГО ВИДОБУТКУ	150
В.Л. ШЕВЧЕНКО, О.В. ЛУКАШ СТРУКТУРНО-ФУНКЦІОНАЛЬНА ДИФЕРЕНЦІАЦІЯ ФАУНИ ҐРУНТОВИХ НЕМАТОД РАДІОАКТИВНО ЗАБРУДНЕНИХ БЕРЕЗОВО-СОСНОВИХ ЛІСІВ ...	155
В.О. КОВАЛЬ, С.Г. КОВАЛЕНКО ФОРМУВАННЯ ЕКОЛОГІЧНИХ ПОНЯТЬ МАЙБУТНЬОГО ВЧИТЕЛЯ ПОЧАТКОВОЇ ШКОЛИ ПІД ЧАС ПОЛЬОВОЇ ПРАКТИКИ.....	159
М.О. КОЛЕСНИК ЗМІСТ НАВЧАЛЬНОГО КУРСУ «СОЦІОЕКОЛОГІЯ» ДЛЯ СТУДЕНТІВ ПРИРОДНИЧИХ ФАКУЛЬТЕТІВ : СТРУКТУРНО-СИСТЕМНИЙ ПІДХІД.....	162
Г.О. УСМАНОВА, А.О. ЖИДЕНКО ОСОБЛИВОСТІ ВИКЛАДАННЯ КУРСУ «ОСНОВИ ЕКОЛОГІЇ» СТУДЕНТАМ ФАКУЛЬТЕТУ ФІЗИЧНОГО ВИХОВАННЯ	167
БІОХІМІЯ	171
Е.В. БАРБУХО, А.А. ЖИДЕНКО ВЛИЯНИЕ ПРОБИОТИКА БПС-44 НА БИОХИМИЧЕСКИЕ ПОКАЗАТЕЛИ В ПЕЧЕНИ И КРОВИ КАРПА В УСЛОВИЯХ ГЕРБИЦИДНОЙ НАГРУЗКИ.....	171
А.І. ГОРДА РЕГУЛЯЦІЯ БІОСИНТЕЗУ ЛІПІДІВ У <i>CHLORELLA VULGARIS</i> BEIJER. ІОНАМИ Mn^{2+} ТА Zn^{2+}	175
О.Г. ЗІНЬКОВСЬКИЙ, О.С. ПОТРОХОВ, Ю.М. ХУДІЯШ, В.П. ПУСТОВГАР АКТИВНІСТЬ ЛАКТАТДЕГІДРОГЕНАЗИ У ДЕЯКИХ ВИДІВ РИБ З РІЗНИХ ПОПУЛЯЦІЙ	182
А.В. КАЛИНОВСЬКА, О.В. ВАСИЛЕНКО, К.В. КОСТЮК, А.І. ГЕРЦ ВПЛИВ СВІТЛА РІЗНОГО СПЕКТРАЛЬНОГО СКЛАДУ НА ЕНЕРГЕТИЧНИЙ ТА АЗОТНИЙ ОБМІН У ВОДОРОСТЕЙ	186
В.О. КОВАЛЬ, Б.В. ЯКОВЕНКО ПЕРЕТВОРЕННЯ ГЛІЦИНУ В ОРГАНІЗМІ КОРОПА ПРИ ТОКСИЧНОМУ НАВАНТАЖЕННІ ВАЖКИМИ МЕТАЛАМИ	193
Ю.М. КРАСЮК ВМІСТ АМІАКУ І НІТРИТІВ В ТКАНИНАХ РИБ ЗА ТРИВАЛОЇ ДІЇ СПОЛУК НЕОРГАНІЧНОГО АЗОТУ	198
О.С. ПОКОТИЛО, Х.Ю. НЕДОШИТКО СТАТЕВІ ОСОБЛИВОСТІ ПЕРЕКИСНОГО ОКИСНЕННЯ ЛІПІДІВ У ТКАНИНАХ ЩУРІВ ПРИ ТОКСИЧНОМУ УРАЖЕННІ ТЕТРАЦИКЛІНОМ І ЕТИЛОВИМ АЛКОГОЛЕМ ТА ПРИ КОРЕКЦІЇ	202
В.М. ПОЛЕТАЙ, А.О. ЖИДЕНКО, С.П. ВЕСЕЛЬСЬКИЙ, М.Ю. МАКАРЧУК ВПЛИВ ГЕРБІЦИДІВ НА ПРОМІЖНИЙ ОБМІН ЖОВЧНИХ ПІГМЕНТІВ В ОРГАНІЗМІ КОРОПА	207
Н. В. РОСІЦЬКА ФІЗІОЛОГО-БІОХІМІЧНІ АСПЕКТИ ФОРМУВАННЯ СТІЙКОСТІ <i>PINUS</i> <i>SYLVESTRIS</i> L. ДО ДІЇ ПОСУХИ.....	212
Ю.І. СЕНИК, В.О. ХОМЕНЧУК, Б.З. ЛЯВРІН, Н.М. ГЛОВИН, В.З. КУРАНТ ЛІПІДНИЙ СКЛАД ДЕЯКИХ ТКАНИН КОРОПА ЗА ДІЇ ІОНІВ КАДМІЇУ	216
Г.В. СТАНІСЛАВЧУК ВМІСТ ПРОДУКТІВ ПЕРОКСИДНОГО ОКИСНЕННЯ ЛІПІДІВ ТА АКТИВНІСТЬ АНТИОКСИДАНТНИХ ФЕРМЕНТІВ У ТКАНИНАХ КОРОПА ЗА РІЗНОГО ВМІСТУ СУЛЬФАТУ У ВОДІ	221

ЗМІСТ

Г.І. ФАЛЬФУШИНСЬКА, Л.Л. ГНАТИШИНА, О.О. ТУРТА, Н.І. БОЙКО, Ю.В. ГЛУХМАНЮК, О.Б. СТОЛЯР	
ПОРІВНЯННЯ АДАПТИВНОЇ ЗДАТНОСТІ КАРАСЯ З ДВОХ ВОДОЙМ ДО ДІЇ ПРООКСИДАНТІВ ЗА ДОПОМОГОЮ МОЛЕКУЛЯРНИХ БІОМАРКЕРІВ	225
Б.В. ЯКОВЕНКО, О.П. ТРЕТЯК, О.Б. МЕХЕД, С.М. ДЕРКАЧ, Н.В. ЧКАНА	
АКТИВНІСТЬ ДЕЯКИХ ФЕРМЕНТІВ У ПЕЧІНЦІ КОРОПА ЗА ДІЇ ГЕРБІЦИДІВ	233
ОГЛЯДИ	237
В.В. ГРУБІНКО	
РОЛЬ МЕТАЛІВ В АДАПТАЦІЇ ГІДРОБІОНТІВ : ЕВОЛЮЦІЙНО-ЕКОЛОГІЧНІ АСПЕКТИ	237
В.З. КУРАНТ, В.О. ХОМЕНЧУК, В.Я. БИЯК	
ШЛЯХИ ПРОНИКНЕННЯ ТА ВМІСТ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ В ОРГАНІЗМІ РИБ (ОГЛЯД).....	262
ПЕРСОНАЛІЇ	270
М.М. БАРНА, Л.С. БАРНА	
ОЛЕКСАНДР ФЕДОТОВИЧ ЯВОНЕНКО — ВЧЕНИЙ–БІОЛОГ, ПЕДАГОГ ТА ОРГАНІЗАТОР ВИЩОЇ ПЕДАГОГІЧНОЇ ОСВІТИ	271
В. В. ГРУБІНКО	
ОЛЕКСАНДР ФЕДОТОВИЧ ЯВОНЕНКО : ФОРМУВАННЯ НАУКОВОЇ ШКОЛИ.....	279



Здано до складання 28.03.2011. Підписано до друку 14.04.2011. Формат 60 x 84/18. Папір друкарський.
Умовних друкованих аркушів — 22,2. Обліково-видавничих аркушів — 25,7. Замовлення № 27.
Наклад 300 прим. Видавничий відділ ТНПУ 46027, м. Тернопіль, вул. М. Кривоноса, 2
Свідоцтво про держреєстрацію: КВ № 15884-4356Р від 27.10.2009