

**МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ**  
**ЖИТОМИРСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ АГРОЕКОЛОГІЧНИЙ УНІВЕРСИТЕТ**  
**ФАКУЛЬТЕТ ЕКОЛОГІЇ І ПРАВА**  
**ЖИТОМИРСЬКИЙ ДЕРЖАВНИЙ УНІВЕРСИТЕТ ІМЕНІ ІВАНА ФРАНКА**  
**ІНСТИТУТ ГІДРОБІОЛОГІЇ НАН УКРАЇНИ**  
**НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ ВОДНОГО ГОСПОДАРСТВА**  
**ТА ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ**  
**ТЕРНОПІЛЬСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ ПЕДАГОГІЧНИЙ**  
**УНІВЕРСИТЕТ ІМЕНІ ВОЛОДИМИРА ГНАТЮКА**  
**УПРАВЛІННЯ ЕКОЛОГІЇ ТА ПРИРОДНИХ РЕСУРСІВ**  
**ЖИТОМИРСЬКОЇ ОБЛАСНОЇ ДЕРЖАВНОЇ АДМІНІСТРАЦІЇ**  
**ДЕРЖАВНА ЕКОЛОГІЧНА ІНСПЕКЦІЯ У ЖИТОМИРСЬКІЙ ОБЛАСТІ**



## **ВОДНІ ЕКОСИСТЕМИ**

# **ТА ЗБЕРЕЖЕННЯ ЇХ БІОРІЗНОМАНІТТЯ - 2018**

**МАТЕРІАЛИ**  
**Всеукраїнської науково-практичної конференції**  
**(м. Житомир, 11–12 квітня 2018 року)**

Житомир - 2018

*Рекомендовано до друку вченою радою  
Житомирського національного агроекологічного університету  
(протокол №8 від 30 березня 2018 року)*

*Рецензенти:*

**Галина Євгенівна Киричук** - доктор біологічних наук, професор, завідувач кафедри ботаніки, біоресурсів та збереження біорізноманіття ЖДУ імені Івана Франка

**Наталія Миколаївна Корнійчук** – кандидат біологічних наук, доцент, завідувач кафедри медико-біологічних основ фізичного виховання та спорту ЖДУ імені Івана Франка

**Наталія Миколаївна Поліщук** - кандидат педагогічних наук, старший викладач кафедри методики викладання навчальних предметів КЗ «Житомирського обласного інституту післядипломної педагогічної освіти» Житомирської обласної ради

Водні екосистеми та збереження їх біорізноманіття – 2018 : матеріали Всеукраїнської науково-практичної конференції (м. Житомир, 11-12 квітня 2018 року). – Житомир : ЖНАЕУ, 2018. – 169 с.

У збірнику подаються нові результати теоретичних, прикладних та науково-методичних досліджень провідних учених із широкого спектру біологічних проблем. Видання розраховане на студентів, аспірантів, вчителів, викладачів та науковців.

**Редакційна колегія:**

- **Скидан Олег Васильович** – ректор Житомирського національного агроекологічного університету, д.е.н., професор (голова оргкомітету);
- **Афанасьєв Сергій Олександрович** – директор Інституту гідробіології НАНУ, д.б.н., проф., (співголова);
- **Романчук Людмила Донатівна** – проректор з наукової роботи та інноваційного розвитку, д. с.-г. н., професор (співголова оргкомітету);
- **Юришинець Володимир Іванович** – заступник директора Інституту гідробіології НАНУ з наукової роботи, д.б.н. (співголова оргкомітету);
- **Данкевич Євген Михайлович** – д.е.н., професор, декан факультету екології і права (заступник голови оргкомітету);
- **Зибалов Сергій Володимирович** – заступник начальника державної екологічної інспекції у Житомирській області (співголова оргкомітету);
- **Киричук Галина Євгенівна** – зав. кафедри ботаніки, біоресурсів та збереження біорізноманіття ЖДУ імені Івана Франка, д.б.н., проф.;
- **Клименко Микола Олександрович** - академік УЕАН, МАНЕБ, зав каф. екології д. с.-г. н., професор;
- **Прищепа А. М.** – професор, директор Навчально-наукового інституту агроекології та землеустрою;
- **Запольський Анатолій Кирилович** - доктор технічних наук, професор кафедри біохімії та екології харчових виробництв, директор Інституту екологічних проблем у харчовій промисловості Національного університету харчових технологій;
- **Світельський Микола Михайлович** – заступник декана факультету екології і права з організаційної роботи ЖНАЕУ, к.с.-г.н., доцент;
- **Матковська Світлана Іванівна** - заступник декана факультету екології і права з наукової роботи, ЖНАЕУ, к.с.-г.н., доцент;
- **Фещенко Володимир Петрович** – доцент кафедри загальної екології;
- **Федючка Микола Ілліч** - доцент кафедри біоресурсів, аквакультури та природничих наук, к.с.-г.н.
- **Пінкіна Тетяна Василівна** - доцент кафедри біоресурсів, аквакультури та природничих наук, к.б.н.
- **Іщук Оксана Василівна** – заступник декана факультету екології і права з навчальної роботи ЖНАЕУ, к.с.-г.н., доцент (секретар конференції);

*Матеріали друкуються в авторській редакції.*

*За достовірність фактів, власних імен та інші відомості відповідають автори публікації. Думка редакції може не збігатися із думкою авторів.*

©ЖНАЕУ, 2018

## ОЦІНКА ЧИСЕЛЬНОСТІ ТА БІОМАСИ ПОПУЛЯЦІЇ *VIVIPARUS VIVIPARUS* L. (MOLLUSCA, GASTROPODA) Р. КАМ'ЯНКА

О. П. Житова, Т. В. Пінкіна

Житомирський національний агроекологічний університет, бульвар Старий, 7,  
Житомир, 10008, Україна

Для того щоб провести комплексну оцінку стану популяції водних тварин в умовах динаміки антропогенної дії необхідно вибірково підходити до організації біологічного контролю стану природного середовища. Тому для цього найбільше значення мають ті екологічні і систематичні групи, які характеризуються великою кількістю в природі, доступністю для оперативної оцінки і діагностики [4, 7].

Як види-біоіндикатори досить часто використовуються моллюски. Це зумовлене їх масовим розповсюдженням, резистентністю до токсичних речовин та входженням до ланцюгів живлення в екосистемах. Оцінка ступеня забруднення водойми по стану популяції зводиться до виявлення аномалій в їх структурі.

Моніторингові дослідження дають змогу слідкувати за змінами структури популяції виду [2]. Комфортним об'єктом для моніторингових досліджень є калюжниця (*Viviparus viviparus* (Linne, 1758)), роздільностатевий вид, що характеризується статевим диморфізмом [1].

Моллюски із родини *Viviparidae* є досить типовими представниками гідрофауни водойм Житомирщини [3]. *V. viviparus* широко поширені в стоячих і проточних прісноводних водоймах. Висота черепашки до 40 мм, ширина до 28 мм [10]. Отвір черепашки закривається кришкою, що дає тваринам можливість переживати несприятливі умови.

Досить добре вивчені особливості розмноження *V. viviparus* [1, 8]. Ці тварини роздільностатеві. Тривалість репродуктивного періоду може складати 4-5 років. Головні особливості їх життєвого циклу та онтогенезу пов'язані з яйцеживородінням [8].

Молоді особини чутливіші дорослих до інтоксикації, тому зменшення їх відносної кількості в популяціях свідчить про наростання забруднення. Зміни статевої структури, наприклад, збільшення відносної кількості самців, свідчить про адаптацію, скеровану на підвищення життєстійкості потомства. Зниження народжуваності і підвищення смертності під впливом токсикологічного пресу супроводжується зменшенням численності і біомаси популяції [5].

Моллюски родини *Viviparus* є облігатними проміжними хазяями трематод, марити яких паразитують у риб, земноводних, плазунів, водоплавних і навколоводних птахів, ссавців, тому санепідемстанції та ветеринарні служби звертають на них увагу як на джерело зараження людини та свійських тварин небезпечними паразитами [6]. До даного часу дослідження цього виду в річці Кам'янка не проводили, хоча цей моллюск є цікавим об'єктом для вивчення питань екології і мінливості.

Метою наших досліджень було вивчення популяції моллюска *V. viviparus* р. Кам'янка, зокрема, вивчення чисельності і біомаси популяції, встановлення статевої та розмірно-вікової структури популяції.

Дослідження по вивченню стану популяції *V. viviparus* проводили в літній період 2017 року на урбанізованій ділянці р. Кам'янка в межах м. Житомир. *V. viviparus* є видом, котрий досить часто трапляється у р. Кам'янка.

Досліджувана територія умовно була поділена на 3 ділянки. Принципом поділу слугувало територіальне розміщення, характер русла та оточення ділянки. На кожній ділянці проводився збір молюсків. Тварин, які знаходились на невеликих глибинах, збирали вручну з дна або з водяної рослинності.

Збір матеріалу проводили в літоральній зоні р. Кам'янка, методом підрахункових площадок. На даній ділянці було закладено три стації. На стації № 1 і №3 дно піщано-мулисте, на стації № 2 – піщане. Рослинність на стаціях представлена в основному осокою гострою та очеретом південним, глибина складала 30-80 см.

Молюсків, відібраних за зовнішніми морфологічними ознаками їх мушлі, фасували, переклавши водяною рослинністю, у поліетиленові пакети [9]. Потім транспортували їх у лабораторію, де ретельно визначали видову належність кожної особини, користуючись при цьому відповідною літературою [10, 11]. У лабораторії з'ясовували чисельність, вік, біомасу молюсків, наявність трематод в печінці (за допомогою мікроскопу МБС-1). Статеву приналежність визначали анатомуванням особин. Масу молюсків визначали шляхом прямого зважування (ваги ВЛР-200) з точністю до 0,0005 г. Встановлення розмірів мушлі проводили з застосуванням штангенциркуля (з точністю до 0,05 мм).

За результатами проведених досліджень встановлено, що чисельність кальюжниць в літній період коливалася від 1 до 17 екз/м<sup>2</sup> (табл. 1). Найбільша кількість особин зареєстрована на стації №3 з піщано-мулистим дном у липні, найменша – на стації №1 у серпні. Середня чисельність досліджуваного виду на червень склала 7 екз/м<sup>2</sup>, у липні – 9 екз/м<sup>2</sup>, у серпні – 2 екз/м<sup>2</sup>.

Таблиця 1. Кількісні показники популяції *V. viviparus* р. Кам'янка

№ станції	Чисельність (екз/м <sup>2</sup> )			Біомаса (г/м <sup>2</sup> )		
	червень	липень	серпень	червень	липень	серпень
1	6	8	1	29,97	51,45	3,60
2	2	4	5	9	16	32,70
3	13	17	-	83,72	85,20	-
Середнє	7	9	2	41	51	12

Найбільш чисельними в досліджуваному біотопі були трирічні особини *V. viviparus*. Трирічні латентні самки мали середню масу 2,77± 0,28 г та висоту черепашки 23,67±0,55 мм; трирічні вагітні – масу – 3,1±0,17 г та висоту 24,3±0,61 мм. У трирічних самців ці показники мали значення: маса – 2,23±0,12 г та висота 22,6±0,38 мм.

За період досліджень біомаса молюсків *V. viviparus* змінювалась від 3,60 до 85,20 г/м<sup>2</sup>.

У червні-липні більша біомаса і чисельність спостерігалась на стації №3, у серпні ж

тут не знайдено жодного молюска. Середня біомаса *V. viviparus* на досліджуваній ділянці в червні склала 41 г/м<sup>2</sup>, у липні – 51 г/м<sup>2</sup>, у серпні – 12 г/м<sup>2</sup>. Найбільші коливання чисельності і біомаси калужниці зареєстровані на стаціях у серпні (табл. 1). Така різниця кількісних показників пояснюється, можливо, тим, що в розпалі був купальний сезон і поблизу стацій купалися люди.

У цілому, за три місяці досліджень чисельність, а, відповідно, і середня біомаса популяції *V. viviparus* змінювалась у бік зменшення кількості особин. Вірогідно, це викликано забрудненням води органічними відходами через недобросовісне відношення відпочиваючих до оточуючого середовища. Велика кількість органіки призвела до збільшення каламутності води, що було помітно навіть під час візуальних спостережень.

При дослідженні статевої структури популяції калужниці з'ясувалось, що впродовж червня-серпня 2017 року чисельність і біомаса самців перевищувала аналогічні показники самок (рис. 2).

Під час аналізу розмірно-вікової структури *V. viviparus* молюсків розділяли на розмірні класи за висотою черепашки (табл. 2).

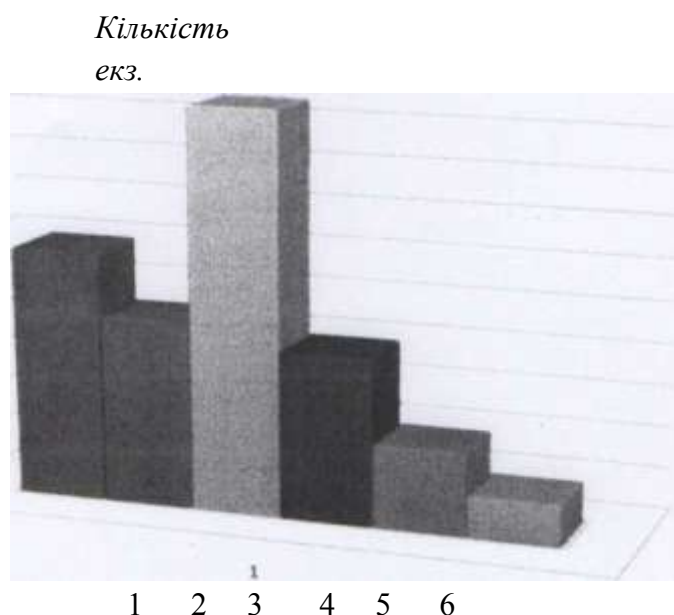


Рис. 2. Статева структура популяції *V.viviparus* в р. Кам'янка (1-червень самці; 2-червень самки; 3-липень самці; 4-липень самки; 5-серпень самці; 6-серпень самки).

Таблиця 2. Розмірно-вікова структура популяції *V. viviparus* р. Кам'янка

Вік (роки)	0+	1+	2+	3+
Висота черепашки, см	1,5	3	3,3	3,4
Число молюсків (екз.) червень	1	5	9	6
Число молюсків (екз.) липень	2	7	6	12
Число молюсків (екз.) серпень	-	-	2	4

У популяції переважали трирічні особини з висотою черепашки 2,8-3,6 см. Найменша кількість молюсків були однорічними з розмірами від 1,4-1,7 см, що викликає певне занепокоєння. Підвищений рівень забруднюючих речовин у воді веде до змін у віковій структурі популяції в сторону збільшення представників групи середнього віку і зниження чисельності найбільш молодих.

Цей вид молюсків є додатковим хазяїном трематод, якими заражаються риби і птахи. У річці Кам'янка інтенсивність інвазії партенітами трематод *V. viviparus* склала влітку 7,4%. Зараженими були переважно самці. Заражені молюски проявляють підвищену чутливість до умов зовнішнього середовища: за несприятливих умов вони гинуть у першу чергу. Результати дослідження можна враховувати під час розробки заходів з профілактики трематодозів й боротьби з ними.

Для прогнозування подальших змін популяції досліджуваного молюска необхідні більш довготривалі і детальні дослідження. Особливо це є актуальним в даний час, оскільки понад річкою, жителі околиць м. Житомира (район Соколівки) створюють стихійні сміттєзвалища.

### **Література**

1. Алякринская И. О. Морфо-физиологические адаптации к живорождению у *Viviparus viviparus* (Gastropoda, Prosobranchia) / И. О. Алякринская // Зоол. журн. – 1969. – Т. 48. – Вып. 11. – С. 1608-1612.
2. Вишневецький В. І. Річки і водойми України. Стан і використання / В. І. Вишневецький. – К.: Віпол, 2000. – 376 с.
3. Гідрохімія та радіогеохімія річок і боліт Житомирської області / С. І. Сніжка, О. О. Орлов, Д. В. Закревський / [ред. С. І. Сніжка, О. О. Орлова]. – Житомир: Волинь, 2002. – 264 с.
4. Грубінко В. В. Системна оцінка метаболічних адаптацій у гідробіонтів / В. В. Грубінко // Наук. записки Тернопіль. держ. пед. у-ту ім. В. Гнатюка. Серія: Біологія, № 4 (15). Спец. вип.: Гідроекол. – 2001. – С. 36-39.
5. Забитівський Ю. М. Мінливість морфологічних показників цьогорічок коропа і активності їх травлення залежно від умов вирощування та за дії важких металів: автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. біол. наук: спец. 03.00.10 / НАН України, Ін-т гідробіології / Ю. М. Забитівський. – К., 2002. – 20 с.
6. Здун В. І. Личинки трематод в прісноводних молюсках України / Здун В. І. – К.: АН УРСР, 1961. – 109 с.
7. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями. / [В. Д. Романенко, В. М. Жукинський О. П. Оксіюк]. – К.: СИМВОЛ, 1998. – 28 с.
8. Павлюченкова О. В. Особенности жизненного цикла вивипарид / О. В. Павлюченкова // Тез. докл. 4 Всерос. науч.-практ. конф. – Рязань, 1994. – С. 106.
9. Стадниченко А. П. Методи дослідження молюсків / [Стадниченко А. П., Сластенко М. М., Куркчі Л. М., Гумінський О. В.] – К., 1999. – 64 с. – ДЕП. в ДНТВ України 22.03.1999, № 78 – Ук 99.
10. Стадниченко А. П. Прудовиковые и чашечковые (*Lymnaeidae, Acroloxidae*) Украины / А. П. Стадниченко. – К.: Центр учебной литературы, 2004. – 327с.

11. Старобогатов Я. И. Класс брюхоногие моллюски (*Gastropoda*) // Определитель пресноводных беспозвоночных Европейской части СССР (планктон и бентос) / Я. И. Старобогатов. – Л.: Гидрометеоздат, 1977. – С. 152-174.

УДК 504.4

## БАСЕЙНИ ЯК СКЛАДОВА ЧАСТИНА АКВАДИЗАЙНУ

*Є.М. Данкевич<sup>1</sup>, С.І. Матковська<sup>2</sup>, В.О. Саух<sup>3</sup>*

<sup>1</sup> *д.е.н, проф. кафедри екологічної безпеки та економіки природокористування  
Житомирський національний агроекологічний університет, бульвар Старий, 7, м.  
Житомир Житомир, 10008, Україна*

<sup>2</sup> *к.с.-г.н., доцент кафедри біоресурсів аквакультури та природничих наук  
Житомирський національний агроекологічний університет, бульвар Старий, 7, м.  
Житомир Житомир, 10008, Україна*

<sup>3</sup> *студент ОС «Магістр» факультету екології і права  
Житомирський національний агроекологічний університет, бульвар Старий, 7, м.  
Житомир Житомир, 10008, Україна*

Історія винаходу басейнів йде корінням в далекі століття, перші згадки про будівництво басейнів ідуть із країн Стародавнього Сходу. Басейни в Стародавній Греції і Стародавньому Римі, мали прямокутну форму і служили головним чином для обмивань. З другої половини 16 століття в Італії з'являються декоративні басейни. З 17 століття басейни з'являються у інших країнах Західної Європи з фонтанами або у вигляді водного дзеркала прямокутної або більш складної форми.

Басейни в садах і парках розташовують на відкритих ділянках, які гарно обігриваються, особливо парадних і урочистих, де в обрамленні квіткового візерунку або газонів вони виконують роль великих дзеркал з вишуканим обрисом меж. Такі басейни збагачують парковий краєвид – надають йому урочистий вигляд, відображуючи в собі небо і крони дерев, паркові споруди і скульптуру.

Басейни в садах і парках розташовують на відкритих ділянках, які гарно обігриваються, особливо парадних і урочистих, де в обрамленні квіткового візерунку або газонів вони виконують роль великих дзеркал з вишуканим обрисом меж. Такі басейни збагачують парковий краєвид – надають йому урочистий вигляд, відображуючи в собі небо і крони дерев, паркові споруди і скульптуру.

Водне дзеркало басейну в багатьох випадках доповнюють архітектурними елементами або витворами пластики, грайливими струменями фонтанів. В деяких басейнах висаджують вологолюбні декоративні рослини, а іноді в них випускають екзотичних рибок.

Крім басейнів з геометричними правильними обрисами меж, призначених для садів та парків з регулярним плануванням, створюють невеликі басейни-водойми з мальовничими обрисами для ландшафтних парків англійського типу, як би природні утворення водних дзеркал. Каскади, водоспади. Каскади, які влаштовуються в парках,

являють собою штучні водоспади, створені за принципами архітектурно-художньої композиції.

Наповнення басейнів водою несе не лише практичне значення. Вода є всюди: в атмосфері, на землі, під землею, в вільному стані і в сполученнях. Все це використовується і враховується при будівництві басейнів. При будівництві басейнів велике значення має використання статичного або динамічного стану води. Обидві категорії мають певний вплив на людину: перша – спокою, рівноваги; друга – руху, мінливості. Стояча вода викликає умиротворення, меланхолію, спокій. Такий стан може викликати вода в озері, ставку, басейні, повільно текучій річці. В садово-парковому мистецтві стояча вода була однаково важливим елементом і в класичних французьких парках XVII ст. і в пейзажних французьких парках VIII ст. Хоча форма берегу водойм в цих парках різко відрізнялась, обидва стилі використовували статичність води як нейтральний, рефлексуючий елемент, посилюючий і заохочувальний споглядальність.

Рухлива вода має декілька різновидів (швидкотекуча ріка, водоспад, каскад). Такий стан води стимулює в людині енергію, емоційність, увагу. Рух води може супроводжуватись певним звучанням. Діапазон звучання може бути створений самий великий: від справжнього ричання, гуркоту до дзвінкої капелі і ніжного шереху. Рух води, який супроводжується звучанням, викликає у людини цілу гаму переживань – від заспокоєння до сильного збудження. Багато залежить від звуків, які створюються водою.

Для динаміки води велике значення має ухил дна і характер країв убасейні, через які вода, коли рухається, переливається.

Рівні краї дають майже скляну плівку падаючої води, рвані, зубчасті краї створюють певний малюнок струменів і їх різнорідне звучання.

Звуження русла, по якому рухається вода, викликає завихрення її потоку, бурління, клетотіння води. Певний вплив на характер течії води надає і структура поверхні русла. При її шорсткості, нерівності вода починає шуміти і руйнувати поверхню русла.

Ефектно може бути в ландшафтному проектуванні використаний і перехід води з рідкого стану в твердий під впливом зимніх температур. При цьому необхідно враховувати, що темна за колоритом вода влітку перетворюється зимою в світлу поверхню.

Різноманітні естетичні враження від води пов'язані з особливостями її освітлення. Вода може давати сліпучі відблиски, мерехтіння, відображати світло, іскритися, являти собою темну важку масу. При певному впливі світла вода змінює свій стан від жвавої грайливої маси до нерухливої сталої поверхні. Особливо ефектний вплив світла на воду в її русі.

Підсвічення водоспадів, каскадів, фонтанів створює цілий феєрверк миттєвих станів води і кожного разу все новий і новий сценарій.

Водне дзеркало басейну в багатьох випадках доповнюють архітектурними елементами або витворами пластики, грайливими струменями фонтанів. В деяких басейнах висаджують вологолюбні декоративні рослини, а іноді в них випускають екзотичних рибок.

Література:

1. Питер Мак-Кой и Тесса Ивелей Практическая энциклопедия Ландшафтный дизайн. Москва «Росмэн». 2001 – 512с.
2. Журнал „Water Gardening. MeBner”. 2003.



3. Каліцун В.І., Кедров В.С., Ласьков ю.м., Сафонов П.В. Основи гідравліки, водопостачання і каналізації/М.: Вид-во лит-ры по строительству, 1972.
4. Башта Т.М., Руднев С.С., Некрасов Б.Б. Гідравліка, гидромашини і гидроприводы/М.: Машиностроение, 1982.-423 с.
5. [www.proektstroy\\_ru.htm](http://www.proektstroy_ru.htm). Водная гармония, 2006.
6. [www.aquacomfort.ru](http://www.aquacomfort.ru). Устройство фонтанов, 2006
7. Балукшина Е.С. Благоустройство территории жилой застройки/М., 1969
8. <http://mik-kiev.livejournal.com/ě>
9. [www.mgksouz.com.ua](http://www.mgksouz.com.ua) [info@mgksouz.com.ua](mailto:info@mgksouz.com.ua)
10. Башта Т.М., Руднев С.С., Некрасов Б.Б. Гідравліка, гидромашини і гидроприводы/М.: Машиностроение, 1982.-423 с.

УДК 574.64:594.38

## ЕТОЛОГІЧНІ РЕАКЦІЇ МОЛЮСКІВ ЗА ВПЛИВУ ІОНІВ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ ВОДНОГО СЕРЕДОВИЩА

*Т. В. Пінкіна*

*Житомирський національний агроекологічний університет, бульвар Старий, 7,  
Житомир, 10008, Україна*

Основною особливістю сучасного етапу розвитку біосфери є поступальне наростання ролі антропогенного фактору у формуванні міграції хімічних елементів. Складаючи мізерну частку біомаси планети, людство своєю діяльністю різко змінює спектр елементів та їх кількість у природі [2]. Гідросфера, включаючи прісні води, та її мешканці є найуразливішими та дефіцитними компонентами природного середовища, а тому потребують першочергового захисту та відновлення до нормального стану [3]. Особливо гостро стоять ці проблеми у європейських країнах, у тому числі в Україні. Антропогенний тиск на водні екосистеми призводить до значного їх забруднення токсикантами різної хімічної природи. Особливе місце у цих процесах займають важкі метали [5], зокрема, Cu, Zn, Co, Mn, Ni, Cd. Більшість з них входить до виділеного Агенцією з охорони навколишнього середовища США, переліку пріоритетних металів при організації моніторингу та оцінці їхнього шкідливого впливу на водні екосистеми. З точки зору довготривалої перспективи, дослідження впливу токсичних речовин на гідробіонтів, вимагають постановки хронічних експериментів, у яких, незалежно від загального напрямку досліджень, насамперед слід звертати увагу на фізіологічні та поведінкові характеристики гідробіонтів [3]. Порівняльне вивчення різних функціональних систем організму дозволяє визначити найбільш слабе місце у комплексі порушень і дає можливість обґрунтовано говорити про токсичний ефект і порогову концентрацію полютанта. Проте, ступінь чутливості різних функціональних систем гідробіонтів до дії токсикантів неоднакова. Тому в орієнтовних дослідах, які завжди передують основному токсикологічному експерименту, насамперед варто спостерігати за поведінковими реакціями тварин, оскільки етологічні зміни – це найперші ознаки порушення процесів життєдіяльності у гідробіонтів, підданих дії токсикантів [3]. Своєю поведінкою, задовго

до моменту незворотних патологічних змін (морфологічних, функціональних) та загибелі, організми реагують на будь-який зовнішній вплив, у тому числі і токсичний [6]. Поведінкові реакції є надто динамічними і від них у великій мірі залежить резистентність тварин до різних токсичних впливів. Саме виявленню особливостей поведінкових реакцій прісноводного червоного моллюска ставковика озерного на різні рівні інтоксикації його іонами важких металів і присвячена дана робота.

Як об'єкт дослідження обрано ставковика озерного – *Lymnaea stagnalis* (Linné, 1758) – одного з найзвичайніших представників прісноводної малакофауни України. У дослідах використано 56 особин однорозмірних ставковиків (середня висота черепашки –  $39,7 \pm 2,2$  мм), зібраних у ріпалі р.Тетерів в околицях м. Житомира. Токсикологічні досліди виконано за методикою В. А. Алексеева [1]. Як токсиканти використано іони важких металів –  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$ ,  $\text{Co}^{2+}$ ,  $\text{Mn}^{2+}$ ,  $\text{Ni}^{2+}$ ,  $\text{Cd}^{2+}$ . Усі застосовані у дослідах розчини готували на дехлорованій відстоюванням (протягом доби) воді з житомирської водогінної мережі.

Умови експерименту: температура води –  $19-23^{\circ}\text{C}$ , рН – 6,7-7,2, вміст кисню – 8,6-8,9 мг/дм<sup>3</sup>, вільної вуглекислоти – 0,33 мг/дм<sup>3</sup>, фтору – 0,1 мг/дм<sup>3</sup>, хлоридів – 22,275 мг/дм<sup>3</sup>, каламутність – 0,7 мг/дм<sup>3</sup>, твердість – 2,9 мг-екв./дм<sup>3</sup>. Фоновий вміст досліджуваних металів у воді контрольних водойм становить: міді – 0,002 мг/дм<sup>3</sup>, цинку – 0,003 мг/дм<sup>3</sup>, кобальту – 0,0006 мг/дм<sup>3</sup>, мангану – 0,16 мг/дм<sup>3</sup>, ніколу – 0,002 мг/дм<sup>3</sup>, кадмію – менше 0,0001 мг/дм<sup>3</sup>. Концентрацію іонів металів створювали додаванням у воду (розрахованих за катіоном) кількостей  $\text{CuCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ ,  $\text{ZnCl}_2$ ,  $\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ ,  $\text{MnCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ ,  $\text{NiCl}_2$ ,  $\text{CdCl}_2 \cdot 2,5\text{H}_2\text{O}$ .

Тривалість досліду – 30 діб. З метою усунення впливу екзометаболітів на молюсків та підтримання на постійному рівні певної концентрації токсикантів у воді акваріумів раз у два дні проводили її заміну з додаванням заданої кількості іонів металів.

Основному досліду передував дослід орієнтаційний, яким встановлено значення основних токсикологічних показників досліджуваних токсикантів для ставковика озерного.

У лабораторії для здійснення тривалих спостережень молюсків по 5 особин уміщали у скляні 3-літрові ємності. Ставковикам як корм давали листя кульбаби.

Орієнтовними дослідами встановлено зони токсичного впливу досліджуваних поллютантів з використанням рибогосподарсько-токсикологічного підходу, при якому виділяють летальні (гострі та хронічні), сублетальні, стимулюючі та недіючі концентрації. Для усіх шести іонів важких металів встановлено діапазони концентрацій, за яких або знижувались основні функції організму і молюски гинули протягом декількох діб (гостролетальні концентрації), або надто пригнічувались основні їх функції і протягом перших місяців впливу гинули дорослі особини та молодь (хронічні летальні концентрації). У певному діапазоні концентрацій (витримувані концентрації) молюски жили протягом усього досліду і у них спостерігалась деяка стимуляція функцій, що було помітно за активізацією харчової та статевих поведінки. І, нарешті, за деяких концентрацій токсиканту (підпорогові концентрації) поведінка молюсків не відрізнялася від такої у контролі. В основних дослідах використовувалось по 4 концентрації іонів металів – по одній із кожного діапазону концентрацій (таблиця).

Дослідженнями встановлено, що процес отруєння ставковика йонами важких металів носить фазовий характер. На початкових етапах отруєння пристосування до умов

токсичного середовища відбувається за рахунок змін у етології тварин. Майже одночасно з ними реєструються і швидкі фізіологічні захисно-приспосувальні реакції.

**Таблиця. Діапазони концентрацій іонів важких металів (мг/дм<sup>3</sup>) за характером їхнього впливу на ставковика озерного**

Йон	Концентрації			
	Гостролетальні	Хронічні летальні	Витримувані	Підпорогові
Ni <sup>2+</sup>	115 – 5	0,5 – 0,05	$5 \cdot 10^{-3} - 5 \cdot 10^{-7}$	$5 \cdot 10^{-8}$ і нижче
Co <sup>2+</sup>	25 – 12	4 – 1	$0,2 - 2 \cdot 10^{-2}$	$2 \cdot 10^{-3} - 2 \cdot 10^{-6}$
Cd <sup>2+</sup>	5 – 0,5	$5 \cdot 10^{-2} - 5 \cdot 10^{-3}$	$5 \cdot 10^{-4} - 5 \cdot 10^{-5}$	$5 \cdot 10^{-6}$ і нижче
Mn <sup>2+</sup>	195 – 110	95 – 55	40 – 1	0,2 і нижче
Cu <sup>2+</sup>	4 – 0,4	$4 \cdot 10^{-2} - 4 \cdot 10^{-3}$	$4 \cdot 10^{-4} - 4 \cdot 10^{-7}$	$4 \cdot 10^{-8} - 4 \cdot 10^{-10}$
Zn <sup>2+</sup>	25 – 5	2 – 0,2	$5 \cdot 10^{-2} - 5 \cdot 10^{-6}$	$5 \cdot 10^{-7} - 5 \cdot 10^{-9}$

Саме ранні реакції організмів на токсичний вплив (поведінка тварин у токсичному середовищі) є найбільш тонким, найбільш чутливим показником рівня токсичності середовища. Своєю поведінкою задовго до моменту прояву незворотніх патологічних зсувів (морфологічних, функціональних) та загибелі, організми реагують на будь-який зовнішній вплив, у тому числі і токсичний. Після занурення ставковиків у розчини з концентрацією нижче порогової ніяких змін у їхній поведінці у відповідь на отруєння середовища не відмічено, що відповідає фазі байдужості процесу отруєння. Перша реакція на вплив розчинами іонів важких металів у концентраціях, що визначаються як порогові, полягає у підвищенні рухової активності молюсків. Це зумовлено наявністю нервового зв'язку, котрий з'єднує органи хімічного чуття молюсків (осфрадії) із коломеллярним м'язом та комплексом м'язів ноги. Молюски, які опинились у затруєному середовищі, намагаються якомога швидше залишити його. Вони здійснюють цілеспрямований рух у одному напрямку – вгору, збираючись при цьому над урізом води. Це, так звана, реакція уникнення, яку ми спостерігали у всіх молюсків, що знаходилися у розчинах хронічних летальних концентрацій. За гостролетальних концентрацій перші ознаки порушень проявляються, навпаки, у сповільненні рухів молюсків. Вони майже не рухаються і не живляться. У гостротоксичному середовищі молюски розосереджені, тоді як контрольні тварини збираються у групи. Молюски спочатку висувають тіло з черепашки (реакція випадіння), а потім втягують його, зменшуючи свій об'єм на 2-3 мм.

Загальновідомо [7], що адаптація до зміни умов навколишнього середовища на рівні організмів відбувається поетапно (в залежності від ступеню порушень, що в них відбуваються). І, якщо швидкі поведінкові пристосування виявляються недостатніми, відбуваються пристосування фізіологічного та біохімічного характеру. Через це біохімічні та фізіологічні показники широко використовуються у дослідженнях з водної токсикології [4].

По мірі підвищення концентрації токсичної речовини у відповідь на подразнення у моллюсків посилюється секреторна діяльність залозистих клітин, локалізованих у покривах тіла. Слиз товстим шаром вкриває тіло тварин, створюючи певну перепону для дифузії токсиканту із навколишнього середовища у організм. Це швидка захисна фізіологічна реакція. Сильне ослизнення тіла реєструється у переважній більшості тварин протягом перших двох діб експозиції. У подальшому шар слизу, як правило, не потовщується, а в деяких випадках навіть потоншується (внаслідок коагуляції слизу і відшарування його від тіла у вигляді пластівців).

Вивчаючи екологію будь-якого гідробіонту варто звертати увагу на стан середовища у якому він мешкає, оскільки від нього у великій мірі залежить ступінь процвітання того чи іншого біологічного виду. Першим етапом екотоксикологічних досліджень, які можна провадити у різних напрямках, повинно бути спостереження за поведінковими характеристиками гідробіонтів. Ці реакції є найпершими ознаками порушення процесів життєдіяльності у гідробіонтів, які знаходяться у забрудненому середовищі. Поведінка тварин у токсичному середовищі є досить тонким і достатньо чутливим показником токсичності, який дозволяє зрозуміти, як саме гідробіонти протистоять впливу на них отруйних речовин. За змінами захисно-приспосувальних фізіологічних реакцій тварин можна також судити про характер дії токсичних речовин. У зв'язку з цим перспективною може стати оцінка якості середовища за станом самих біологічних систем.

### Література

1. Алексеев В.А. Основные принципы сравнительно-токсикологического эксперимента / В. А. Алексеев // Гидробиол. журн. – 1981. – 17. – № 3. – С. 92-100.
2. Брагинский Л.П. О некоторых принципах подбора тест-объектов в исследованиях по водной токсикологии / Л. П. Брагинский // Критич. токсикол. и принципы методик по водн. токсикол. / Изд-во МГУ, 1971. – С. 172-182.
3. Колупаев Б.И. Нормальные и патологические изменения у гидробионтов / Б. И. колупаев // Биол. Науки. – 1989. – № 4. – С. 51-55.
4. Короленко Г.И. О возможности использования поведенческих реакций брюхоногих моллюсков для биотестирования токсичности загрязненных вод / Г. И. Короленко, А. А. Степаненко // Гидрохим. материалы. – Ленинград, 1984. – 89. – С. 14-27.
5. Пинкина Т. В. Влияние тяжелых металлов на биологические характеристики прудовика озерного (*Lymnaea stagnalis*) из водоемов с различным уровнем радионуклидного загрязнения / Т. В. Пинкина // Гидробиол. журн. – 2010. – Т. 46, № 1. – С. 107-116.
6. Стадниченко А.П. Приспосовні та патологічні поведінкові та фізіологічні реакції витушки пурпурної при повторному отруєнні нітратом натрію / А. П.Стадниченко, М. М. Сластенко, Л. М. Куркчі. – Київ, 1995. – 12 с. – Рукопис деп. в ДНТБ України, № 1146. – Ук 95 а.
7. Флеров Б.А. Эколого-физиологические аспекты токсикологии пресноводных животных / Б. А. Флеров. – Л.: Наука, 1989. – 140 с.

**«УТРИМАННЯ І РОЗВЕДЕННЯ *PHYSELLA ACUTA* (MOLLUSCA:  
GASTROPODA: PULMONATA: PHYSINAE)»**

*А.М. Гарлінська<sup>1</sup>*

<sup>1</sup>*Житомирський державний університет імені Івана Франка, вул. Велика  
Бердичівська, 40, Житомир, 10008, Україна*

Пухирчикові з'явилися в європейсько-північноамериканському зоогеографічному центрі в мезозої, звідки деякі види їх проникли на схід Азії. З розривом європейсько-американського зв'язку відбулася диференціація фауни пухирчикових. В Європі залишилися тільки примітивні роди – *Aplexa* Fleming, 1820 і *Physa* Draparnaud, 1805 [5].

Кількість видів пухирчикових у світовій фауні становить близько 80 видів. З них у прісних водоймах Європи представлено сім. На сьогодні пухирчикові є однією з найменш досліджених груп прісноводних легеневих молюсків України. Спеціальні, присвячені виключно їм дослідження, відсутні. Короткі, уривчасті відомості, що стосуються видового складу, поширення та екології цих молюсків, знаходимо, в основному, в загальнофауністичних, гідробіологічних і паразитологічних публікаціях. Виключенням серед них є окремий розділ у монографії А. П. Стадниченко (1990) [4].

У водоймах нашої країни поширений північноамериканський вид *Physella acuta* або пухирчик загострений (Draparnaud, 1805) якого відмічено в усіх річкових басейнах України, розміщених на території Українського Полісся, Лісостепової і Степової ландшафтно-кліматичних зон. Відсутній у гірських та передгірських ділянках Карпат. Частота трапляння його найбільша серед усіх пухирчикових – 53,8%. Цей вид поширений у сьогодення здебільшого у південній половині України. Північна межа його розповсюдження проходить по лінії «Добровір (Львівська обл.) – Маюничі (Рівненська обл.) – Житомир – Світловодськ (Кіровоградська обл.) – Миколаївка (Донецька обл.) – Станично-Луганське (Луганська обл.)». Трапляється пухирчик загострений у річках, каналах, водосховищах [2].

Саме його найчастіше розводять і утримують в акваріумах. Пов'язане це з тим, що *Phys. acuta* потрапляє в акваріуми разом з рослинами (а також з гілками чи камінням), що взяті з природних водойм без попередньої обробки і дезінфекції.

Пухирчик загострений має загострено-яйцеподібну, твердостінну, міцну, напівпрозору або прозору, ясно рогового кольору черепашку. Поверхня її гладенька або майже гладенька. Завиток помірно високий (висота його дорівнює половині висоти вустя), складається з 4–5 обертів, які швидко нарастають. Останній оберт дуже великий і опуклий. Оберти відокремлені один від одного неглибоким швом. Тангент-лінія ледь вигнута (майже пряма). Колумелярний відворот достатньо широкий, з добре помітною колумелярною складкою, яка прикриває пупок. Вустя гостро-яйцеподібне, зверху з гострим кутом. Вільний край його прямий і гострий. Висота черепашки до 19 мм, ширина до 12, висота вустя – до 14 мм, його ширина – до 9, висота завитка – до 5 мм. За нашими відомостями, найчастіше проявляється у висоті завитка, формі вустя [2].

Копулятивний апарат представлений копулятивним органом (пеніс), який міститься у мішку копулятивного органу і передпеніального рукава (препуціум). Останній

закінчується чоловічим статевим отвором. Вздовж препуціума на його внутрішній стінці проходить одна м'язова складка – велюм. В стінці передпеніального рукава міститься залозисте потовщення – препуціальна залоза [3].

У лабораторії *Phys. acuta* утримували в акваріумах ємністю від 3 до 10 л із шаром (6–10 см) прожареного піска на дні, а над ним – із шаром (4–5 см) донних відкладень, узятих із тієї ж водойми, що і молюски, як це рекомендують робити деякі дослідники [4]. В акваріуми висаджували укорінену вищу водяну рослинність (стрілолист, кушир, водяна папороть), уміщали також вільноплаваючу рослинність (елодея, ряска, нитчасті водорості). Воду використовували з житомирської водогінної мережі, відстояну (1 доба) задля її дехлорування. Коли об'єм води в акваріумах зменшувався на 1/3, його поповнювали новою порцією відстояної водопровідної води. Щільність посадки молюсків в акваріумах становила 10–20 екз./л. Температура акваріумної води коливалася у межах +18–22<sup>0</sup>С. Для насичення води киснем використовували компресор DC–128. При тривалому утриманні *Phys. acuta* в акваріумах їх підгодовували висушеним листовим опадом (липа, клен) або свіжим листям салату-латука, попередньо мацерованими у воді (5–7 діб) задля розм'якшення тканин і отримання на них шару бактеріального нальоту. Саме цей корм, як виявилося, найохочіше споживається пухирчиковими. За сприятливих умов в акваріумі пухирчик загострений відкладає кладки.

Синкапсули (відповідно і кладки) *Phys. acuta* циліндричної форми, опуклі, з гладкою поверхнею. В синкапсулах яйцеві капсули лежать зафіксовано у вигляді циліндричної спіралі. Вони вкриті додатковою шаруватою оболонкою. Вона у вигляді тяжів переходить з однієї яйцевої капсули на іншу і кріпиться до синкапсульної оболонки. Капсульний матрикс прозорий, в'язкий і дуже еластичний. Капсульний шов відсутній. Яйцеві капсули невеличкі – від 0,4 до 1 мм. Кладка містить від декількох до 30–40 яйцевих капсул. Кладки прикріплюються молюсками до субстрату (водних рослин) доволі міцно. За температури води +18 - +24 °С, тривалість розвитку зародків становить 12 – 14 днів. Молоді равлики залишають кладку через отвір, який вони самостійно прогризають у її термінальній частині [1, 6].

#### Література

1. Березкина Г. В. Экология размножения и кладки яиц пресноводных легочных моллюсков / Г. В. Березкина, Я. И. Старобогатов. – Л., 1988. – 305 с.
2. Гарлінська А. М. Морфологічні та екологічні особливості молюсків під родини Physinae (Mollusca: Gastropoda: Pulmonata) України / Гарлінська А. М. // Науковий вісник Східноєвропейського національного університету імені Лесі Українки. – 2014. – Вип. 13 (290). – С. 73–77.
3. Гарлінська А.М. Будова статевої системи молюсків під родини Physinae (Mollusca: Gastropoda: Pulmonata) / А.М. Гарлінська // Науковий вісник Східноєвропейського національного університету імені Лесі Українки. – 2015. – Вип.12 (313) . – С. 79-84.
4. Стадниченко А. П. Прудовиковообразные (пузырчиковые, витушковые, катушковые) / А. П. Стадниченко. – Киев : Наукова думка, 1990. – 290 с. (Фауна Украины; Т. 29; Моллюски; Вып. 4).
5. Старобогатов Я. И. Фауна моллюсков и зоогеографическое районирование континентальных водоёмов / Я. И. Старобогатов. – Л.: Наука, 1970. – 371с.
6. Wierzejski A. Embryologie von Ph. fontinalis L. / A. Wierzejski // Z. wiss. Zool. – 1905. – 83. – P. 502–706

## **ВПЛИВ АНТРОПОГЕННИХ ЧИННИКІВ НА ФОРМУВАННЯ ІХТІОКОМПЛЕКСУ ДНІСТРОВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА, ЙОГО СУЧАСНИЙ СТАН ТА ЗАХОДИ ЗБЕРЕЖЕННЯ**

*Я.М. Козуляк*

*Національний природний парк "Хотинський", вул. Олімпійська, 69, м. Хотин,  
Чернівецька область, 60000, Україна*

Для розуміння сучасного стану іхтіокомплексу Дністровського водосховища, слід проаналізувати умови, в яких відбувалось його становлення та фактори, що впливали раніше і продовжують впливати на якісний та кількісний склад іхтіофауни водойми.

Вивчення новоутвореної водойми було розпочато в перші ж роки його створення. Насамперед штучна екосистема зацікавила гідробіологів та іхтіологів [1,2]. В подальшому з'ясувалось що прибережна мережа біотопів, на відміну від гідроекоценозу Дністра, фактично залишилась незмінною через важкодоступність території (стрімкі урвища Дністровського каньйону), зберігши незайманими унікальні, властиві лише даній території, екосистеми.

Перш за все, необхідно усвідомити, що видовий склад водойми до затоплення радикально відрізнявся від сучасного. Основний фактор – докорінна зміна умов існування гідробіонтів в результаті зарегулювання стоку Дністра та створення водойми з зовсім іншими екологічними умовами [5]. В результаті вповільнення течії, збільшення глибини, обсягів водойми, ширини та в цілому зміни функціонування екосистеми виникла водойма іншого типу з притаманними лише їй гідробіологічними, гідрохімічними та гідрологічними особливостями. В результаті створюються нові умови які мають діаметрально протилежні напрямки: з одного боку створюються передумови для розвитку фітофільних видів риби, які можуть дати значний приріст рибопродуктивності, а з іншого умови для проживання реофільних видів, а саме вони становлять основну частину корінного складу іхтіофауни, стають неможливими. В той же час початкове стадо фітофілів на момент створення водосховища було відсутнє, до того ж умови відтворення для них були недостатніми через незначну кількість нерестових площ.

Наступним фактором була аварія на Стебниківському хімічному комбінаті, в результаті якої в Дністер потрапили калійні солі, знищивши всі можливі форми життя в річці на відстані більше 500 кілометрів. В результаті залпового скиду неочищених відходів підприємства, лише за офіційними даними, загинуло 920 тон товарної риби та 1330 тон молоді. Тобто, фактично, загинули всі плідники, які мали б стати основою майбутніх водосховищних генерацій основних видів риби. Врятувались небагаточисельні екземпляри дрібних видів риби з коротким життєвим циклом (плітка, клепець, окунь та ін..), які на момент аварії перебували в притоках. Крім того, загинуло все бентальне населення і значна частина фіто та зоопланктону, фактично залишивши водойму без кормової бази.

Третім чинником, який продовжує впливати на розвиток іхтіофауни Дністровського водосховища, можна вважати невідповідність рівневого режиму водойми природним процесам, внаслідок експлуатації Новодністровської ГЕС. Внаслідок цього

порушені природні процеси пов'язані з міграційними переміщеннями, основними з яких є нерестові та кормові міграції. Особливо цей фактор впливає на життєві цикли цінних видів риби, що здійснюють значні переміщення або життєвий цикл яких напряму пов'язаний з міграційними процесами. До таких видів можна віднести, наприклад, стерлядь та вирезуба, популяції яких збереглися у водоймі [4,6,7].

Четвертий фактор полягає в проведенні так званих «екологічних попусків», які проводяться з метою забезпечення водою пониззя Дністра та, як правило, припадають на пік нересту риби у Дністровському водосховищі. В результаті різкого зниження рівня води гине та нечисельна кількість ікри, яка вціліла до того часу. Нерідко масштаби загибелі ікри грандіозні і фактично зводять нанівець ефективність природного відтворення риби у водоймі. Виходом з положення можуть бути рекомендації Інституту гідробіології АН України щодо оптимального режиму експлуатації Дністровського водосховища, які враховують інтереси і Нижнього Дністра і Дністровського водосховища. При дотриманні вказаних рекомендацій площа нерестилищ складатиме 960 га або 6,7% площі водного дзеркала при НПУ (для забезпечення ідеальних умов нересту фітофілів, площа нерестилищ повинна бути не менше 30%). Добові коливання від роботи ГЕС не повинні перевищувати 20-25 см. При цьому осушені берегові схили водосховища, площею 1240-1620 га заростуть трав'янистими рослинами. Вони послужать нерестовим субстратом наступного нерестового періоду.

При такому режимі експлуатації водосховища, умови для природного відтворення фітофілів будуть найбільш сприятливими. Проте така модель є оптимальною теоретичною моделлю. Насправді втілити її в життя досить складно, враховуючи інтереси значної кількості користувачів.

П'ятий фактор спричинений господарською діяльністю людини, а саме здійсненням промислового вилову риби в Дністровському водосховищі в період 1991-2005 років, який виявив надзвичайний селективний вплив на структуру популяцій основних видів риби [3,8-10]. При використанні ставних сіток, з водойми вилучаються певні розмірні і вікові категорії риби, тому промисловий вилов вважається недоцільним.

До останнього фактору можна віднести і зростаючий тиск браконьєрства на екосистему Дністра. При цьому використовуються сітки з забороненим на промислі розміром вічок, вилов в нерестовий період, використання електроструму та інші недозволені засоби і методи лову. Підсилює цей фактор складне економічне становище в якому опинилось населення регіону. Соціально-побутові умови змушують застосовувати не зовсім законні методи збагачення. Тому одним із завдань працівників національного парку є проведення екологічного виховання населення, роз'яснення переваг цивілізованого використання природних ресурсів. Розвиток рекреаційної інфраструктури дасть змогу розвивати риболовний, екологічний туризм та звільнити Дністер від браконьєрського впливу.

За останні роки не зустрічалось зовсім 11 видів риби, які були відмічені раніше. Це мінога українська, білуга звичайна, осетр російський, севрюга звичайна, в'язь європейсько-сибірський, гольян звичайний, чехоня звичайна, буфало великоротий, умбра звичайна, минь річковий, форель струмкова. Причиною зникнення одних видів (мінога українська, білуга звичайна, осетр російський, севрюга звичайна, гольян звичайний, умбра звичайна, минь річковий, форель струмкова) є зміна середовища існування (у зв'язку з створенням Дністровського і Дубосарського водосховищ). Великоротий буфало був



об'єктом штучного вселення у Дністровське водосховище наприкінці 80-х років минулого століття. З завершенням програми зариблення його чисельність не поповнювалась, тому на даний час він відсутній в уловах. В'язь європейсько-сибірський, чехоня звичайна та минь річковий, очевидно зустрічаються у верхній ділянці Дністра, де умови для їх проживання є більш оптимальними. Крім того, репрезентативність виловів не дає можливості стверджувати про їх повну відсутність. Такий цінний вид як умбра, за весь період спостережень не зустрічалась жодного разу. Білий та пістрявий товстолобики, амур білий, форель райдужна - є об'єктами ціленаправленого вселення і не притаманні цьому регіону. Спонтанними вселенцями стали амурський чебачок та ротан, які негативно впливають на загальний стан іхтіофауни. Триголкова колючка за останні роки значно поширилась у нижньому б'єфі, і поява її у Дністровському водосховищі, очевидно, справа часу.

В подальшому, для аналізу використовувались дані лише в перерахунку на кількість видів, що були відмічені у водоймі.

З виявлених видів риб, основна частина – 34 види (66,7%) є представниками реофільного комплексу і лише 17 (33,3%) – лімнофіли. Це можна вважати закономірним явищем, враховуючи що водосховище створене на базі річки гірського типу з переважанням літофільно-реофільного комплексу.

Місце нересту є пристосуванням риб до найбільш сприятливих умов ембріонального та постембріонального розвитку. У зв'язку з цим, прісноводну іхтіофауну ділять на кілька груп. У Дністрі нараховується 4 основних екологічних групи риб за місцем нересту. Хоча видова перевага за літофільними представниками іхтіофауни, кількісна перевага належить фітофільним видам, які отримали перевагу внаслідок зміни умов середовища. Частка інших трьох груп надзвичайно низька.

За характером розмноження іхтіофауна на 42,3% складається з літофільної екологічної групи, 32,8% складають фітофіли, 11,5% - псамофіли, 9,6% - пелагофіли, і по 1,9% представлені остракофільною та індіферентною екологічними групами. Як і в попередньому випадку, більшість видів характеризуються пристосуваннями для розмноження в умовах річкової системи, що, враховуючи відкритість вершини водосховища можна розцінювати як позитивний фактор. За період існування водосховища спостерігається пристосування до умов міграції певних видів. Так відмічено багаторічну міграцію вирезуба у верхів'я Дністра для нересту та повернення плідників і молоді для нагулу у нижню частину водосховища, де розміщені основні запаси дрейсени – об'єкта основного харчового раціону вирезуба.

За характером споживання їжі у водосховищі найбільш повно представлені бентофаги – 56,0%. Хижі складають 20,0%, зоопланктофаги – 10,0%, рослиноїдні – 8,0%, 4,0% - харчуються малакофауною (моллюсками) і лише 2,0% складають фітопланктофаги.

16 видів риб (31,4%) занесені до Червоної книги України. При цьому 37 видів (72,5%) входять до Європейського червоного списку, 31 вид (60,8%) охороняються Бернською конвенцією, 45 видів (88,2%) охороняються Червоною книгою МСОП. Такий відсоток видів риб, що підлягають охороні вимагає додаткових заходів з охорони водних живих ресурсів ділянки Дністра (включаючи Дністровське водосховище) яка входить до складу НПП «Хотинський». В таких умовах недоцільним видається здійснення промислового вилову риби у Дністровському водосховищі, при якому масово вилучаються види, що підлягають охороні. При цьому вилов раритетних видів риб

замовчується, при повній відсутності контролю за виловом з боку контролюючих органів.

Що стосується таких цінних видів як стерлядь, чоп великий, марена, то вони також найбільш поширені у верхній ділянці водосховища, що покладає на неї особливі умови для охорони.

Не відмічено в уловах за останні 20 років умбру, яку, очевидно, також можна віднести до категорії «зниклі». Проте, не виключено, що окремі популяції умбри могли зберегтись в природних водоймах Буковини, яких є всього три: озера Джулин, Борівці, Драниця. Вони потребують окремих досліджень. Також доцільним було б їх включення до складу НПП «Хотинський».

Промисловими можуть вважатись всього 12 видів: лящ, плітка, карась, судак, короп, рибець, клепець, окунь, головень, жерех, підуст, сом. Підуст, головень, клепець є типовими реофілами і зустрічаються зрідка лише у верхній частині водосховища, тому з переліку промислових видів риб їх можна вилучити. Чисельність інших видів зменшується у зв'язку з відсутністю умов для природного відтворення.

У зв'язку з наявністю у водосховищі цілком життєздатних та здатних до самовідтворення популяцій таких цінних видів як стерлядь та вирезуб, доцільним видається створення центрів з відтворення вказаних видів. Зокрема для відтворення стерляді можливе використання закинutoї бази відпочинку з залишками допоміжних будівель в с. Гринячка, Хотинського району. Ділянка розміщена в районі нижньої межі ареалу стерляді. Сприятливі умови створюються за рахунок наявності струмка з дебітом води приблизно 50 л/с та ставка на відстані 150 метрів від рівня води.

Для відтворення вирезуба доцільно використовувати приміщення колишніх водозабірних споруд в селах Кормань та Непоротово, Сокирянського району, Чернівецької області.

#### Література

1. Иванчик Г.С., Е.Г. Приходская, Т.С. Иванчик и др. Формирование планктона, бентоса и ихтиофауны Днестровского водохранилища в первые годы его существования // Тезисы докладов V съезда УФ ВГБО. – К., 1987. – с.100-101.
2. Когутяк Я.М. Сучасний стан популяцій та перспективи збереження і відтворення цінних видів іхтіофауни Дністерського водосховища в межах НПП «Хотинський» // Заповідна Хотинщина: Матеріали міжнародної науково-практичної конференції, присвяченої розвитку заповідної справи й екомережі на Хотинщині та 150-річчю заснування Хотинського парку. Чернівці: ДрукАрт, 2011. – с.88-92.
3. Мардар Г.І., Я.М. Когутяк, М.М. Федоряк, О.І. Худий. Вивчення розмірної структури популяції ляща (*Abramis brama L.*) у Дністровському водосховищі // науковий вісник Ужгородського університету. Серія: Біологія. – 2000 р. - №7. – с. 148-149.
4. Мардар Г.І., Я.М. Когутяк, О.І. Худий, М.М. Федоряк. Вивчення сучасного видового складу рідкісних риб Дністровського водосховища // Наукові записки Тернопільського державного педагогічного університету ім. Володимира Гнатюка. Серія: Біологія №4(7), 1999. – с. 16-19.
5. Сиренко Л.А., Евтушенко Н.Ю., Комаровский Ф.Я. и др.; Гидробиологический режим Днестра и его водоемов. АН Украины. Ин-т гидробиологии. – Киев: Наукова думка, 1992. 356 с.
6. Скільський І., Хлус Л., Худий О. Раритетний компонент фауни

транскордонних територій Буковини: сучасний стан, проблеми збереження // Україна – Румунія: транскордонне співробітництво. Збірник наукових праць. – Чернівці: Рута, 2007. – С.138-149.

7. Скільський І.В., Хлус Л.М., Череватов В.Ф., Смірнов Н.А., Чередарик М.І., Худий О.І., Мелешук Л.І. Червона книга Буковини. Тваринний світ. – Чернівці: ДрукАрт, 2007. – Т.2, ч. 1. – 260 с.

8. Ткаченко В.О., Худий О.І., Когутяк Я.М. Динаміка якісного складу іхтіофауни Дністровського водосховища // Наукові записки Тернопільського національного університету імені Володимира Гнатюка. Серія: Біологія. Спеціальний випуск «Гідроекологія». – 2005. - №3(26). С. 435-437.

9. Худий О.І. Зміни в іхтіофауні різних ділянок Дністра під впливом антропогенних чинників // Гидробиологический журнал. – 2002 р. – Т. 38, №6. - с. 33-39.

10. Худий О.І., Я.М. Когутяк. Оцінка стану популяцій основних промислових видів риб та його вплив на рибогосподарську продуктивність Дністровського водосховища // Водные биоресурсы и пути их рационального использования. Материалы международной научной конференции молодых ученых. Киев, 31 января-1 февраля 2000 г. / Под редакцией Н.В. Гринжевского, А.И. Андрищенко, В.И. Мальцева, Киев, 2000. С. 55-57.

УДК: 597:574.3

## **ВПЛИВ ФЕНОЛУ НА АКТИВНІСТЬ ФЕРМЕНТИВ ЕНЕРГЕТИЧНОГО ТА АЗОТНОГО ОБМІНУ В М'ЯЗАХ МОЛОДІ ЧЕБАЧКА ЗВИЧАЙНОГО (*Pseudorasbora parva* (Temminck et Schlegel, 1846))**

*Ю.О. Коваленко*

*Інститут гідробіології НАН України, пр-т Героїв Сталінграду, 12, Київ, 02000, Україна*

Фенольні відходи промислового походження є одним із поширених забруднювачів природних вод у багатьох країнах. Раніше вважалось, що риби не зустрічаються у воді, що містить більше 0,2 мг/дм<sup>3</sup> фенолу. Згодом в літературі були описані популяції риб, у тому числі лососевих, що існували в фенольно-забрудненій водах за концентрацій близько 1,0 мг/дм<sup>3</sup> [1]. Вочевидь, це є наслідком пристосувальних процесів у риб до токсичного забруднення. Реакції організму на дію токсичних речовин та зміни його фізіолого-біохімічного стану можна досліджувати за показниками ферментативної активності.

Зміна активності таких ферментів як сукцинатдегідрогеназа (СДГ) та лактатдегідрогеназа (ЛДГ) може вплинути на баланс між аеробним і анаеробним шляхами метаболізму. Зменшення або збільшення активності СДГ свідчить про порушення перебігу циклу трикарбонових кислот, а зростання активності ЛДГ призводить до переважання анаеробного енергозабезпечення. При цьому відбувається перетворення пірувату в лактат та відбувається деяке заощадження енергетичних ресурсів [2].

Інші досліджені ферменти – аспартатамінотрансфераза (АсАТ) та аланінамінотрансфераза (АлАТ) грають важливу роль у окисленні амінокислот та процесах

глюконеогенезу [3]. Низкою вчених було встановлено, що під впливом фенольних сполук в різних тканинах може широко змінюватись активність амінотрансфераз, що призводить до змін трансамінування амінокислот та, в подальшому, може призвести до порушення білкового обміну [2].

*Метою* досліджень було встановити адаптивні реакції амурського чебачка до токсичної дії фенолу.

*Матеріали і методи.* Модельні дослідження були проведені на Білоцерківській експериментальній станції Інституту гідробіології НАН України. Біологічним об'єктом досліджень була молодь амурського чебачка (*Pseudorasbora parva* (Temminck et Schlegel, 1846)).

Перед проведенням експериментів риб акліматизували впродовж 3 діб в акваріумах по 35 ос./30дм<sup>3</sup>. Вплив різних концентрацій фенолу на риб тривав 14 діб, а його концентрації становили 0,01; 0,1; 1,0 та 5,0 мг/дм<sup>3</sup>. Щодобово замінювали 1/3 об'єму води з відповідним розчином фенолу. Середня температура води протягом експерименту становила 19-20°C.

Активність ЛДГ визначали з використанням стандартного набору «ЛДГ, Філісіт-Діагностика» (Україна), СДГ – за Вексею [4]. Активність АсАТ та АлАТ встановлювали по Меншикову [5]. Вміст загальних білків встановлювали за Лоурі [6].

*Результати досліджень.*

Встановлено, що за концентрації фенолу 0,01; 0,1; 1,0 та 5,0 мг/дм<sup>3</sup> у м'язах піддослідних груп риб вміст білка відповідно зменшився на 14, 27, 20 та 10% порівняно до контролю (рис. 1).

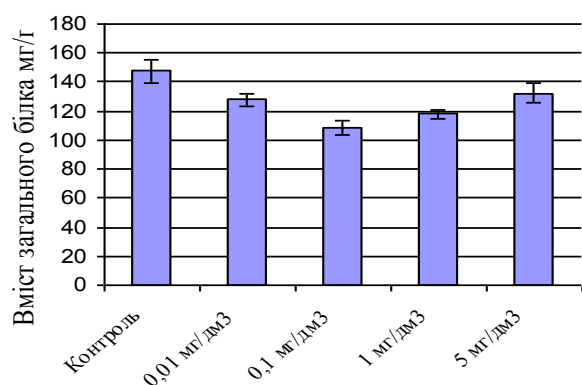


Рис. 1. Вміст загального білка у риб за різних концентрацій фенолу.

Під впливом фенолу в концентрації 0,01; 0,1; 1 та 5 мг/дм<sup>3</sup> активність ЛДГ у м'язах піддослідних груп амурського чебачка зросла в 1,89; 2,15; 1,59 та 1,62 рази відносно контролю (рис. 2). Проте, вірогідної різниці в активності СДГ у м'язах риб за меншої концентрації фенолу (0,01 та 0,1 мг/дм<sup>3</sup>) щодо контролю, встановлено не було. За вищих концентрацій фенолу (1,0 та 5,0 мг/дм<sup>3</sup>) активність цього ферменту відповідно зростала у 1,95 та 1,68 разів порівняно до контролю.

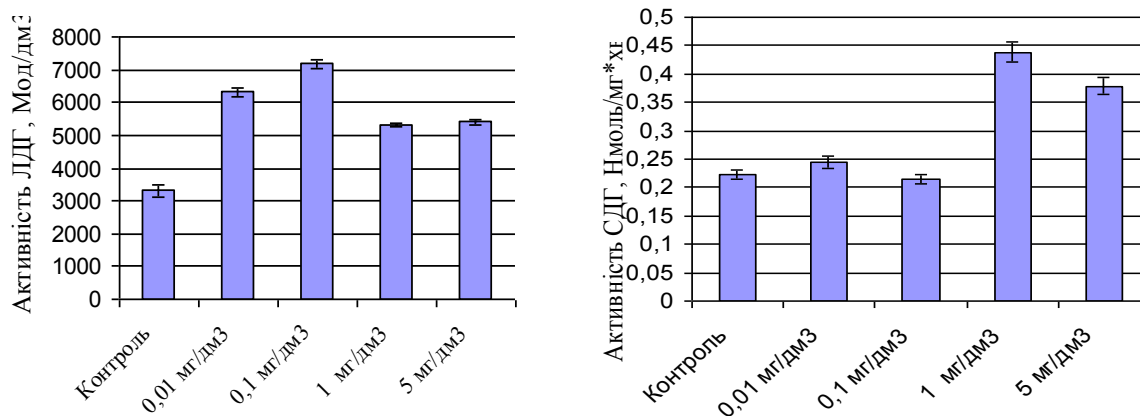


Рис. 2. Активність ЛДГ та СДГ у риб за різних концентрацій фенолу.

В свою чергу, по мірі підвищення концентрації токсиканту з 0,01 до 5,0 мг/дм<sup>3</sup> активність АсАТ у білих м'язах риб пропорційно зростала в 1,7; 2,0; 6,0 та 13,0 разів. Разом з тим, активність АлАТ у білих м'язах риб, які перебували в найменшій концентрації фенолу (0,01 мг/дм<sup>3</sup>), підвищилась лише на 8,5%, а за вищою концентрацією (0,1 та 1,0 мг/дм<sup>3</sup>) її активність збільшилася у 2,0 разів, а при максимальній концентрації (5 мг/дм<sup>3</sup>) – у 1,8 разів відносно контролю (рис. 3).

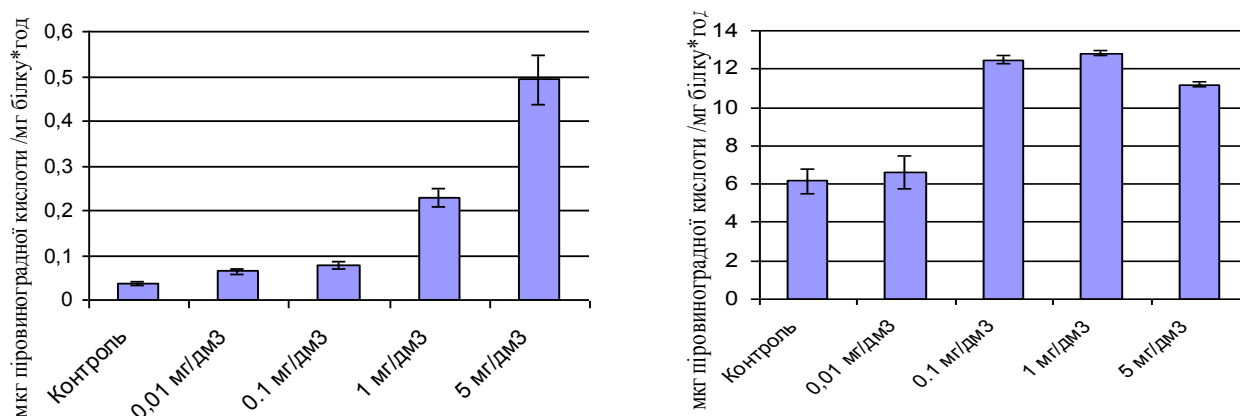


Рис. 3. Активність АсАТ та АлАТ у м'язах риб за різних концентрацій фенолу

*Висновки:* Таким чином, в усіх піддослідних групах риб було встановлено високий рівень активності ЛДГ. Проте за менших концентрацій (0,01 та 0,1 мг/дм<sup>3</sup>) активність цього ферменту була більшою, ніж за вищих – 1,0 та 5,0 мг/дм<sup>3</sup>. Це свідчить, що при переважанні 1,0 мг/дм<sup>3</sup> фенолу у риб починаються процеси виснаження організму. За цих умов риби більш застосовують аеробне дихання, підвищується активність СДГ. Але при 5 мг/дм<sup>3</sup> фенолу ресурси організму у підтримці енергетичного обміну починають стрімко знижуватися. Під час 14 добової адаптації до надмірних концентрацій фенолу відбувається прискорений відбір особин, які можуть вижити та пристосуватись до токсичних умов існування.

Пропорційне зростання амінотрансфераз може вказувати на низку порушень функціонування клітин в білих м'язах риб. Отримані результати узгоджуються з дослідженнями інших авторів [3].

Література

1. Mitrovic V.V. Some pathological effects of sub-acute and acute poisoning of rainbow trout by phenol in hard water / V.V. Mitrovic, V.M. Brown, D.G. Shurben, M.H. Berryman // *Water Research*. – 1968. – Vol. 2, № 4. – P. 249–254.
2. Hori T.S. Metabolical changes induced by chronic phenol exposure in matrinxã *Brycon cephalus* (teleostei: characidae) juveniles / T.S. Hori, I.M. Avilez, L.K. Inoue, G. Moraes // *Comp. Biochem. Physiol. C Toxicol. Pharmacol.* – 2006. – Vol. 143, № 1. – P. 67–72.
3. Begum G.I. Alterations in protein metabolism of muscle tissue in the fish *Clarias batrachus* (Linn) by commercial grade dimethoate / G.I. Begum, S. Vijayaraghavan // *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* – 1996. – № 57. – С. 223–228.
4. Методы биохимических исследований (липидный и энергетический обмен). – Л.: Ленинград. ун-т. – 1982. – 272 с.
5. Методические указания по применению унифицированных клинических лабораторных методов исследований / под ред. проф. В.В. Меньшикова. – 1973. – 324 с.
6. Lowry J.O.H. Protein measurement with the Folin phenol reagent / J.O.H. Lowry., N.J. Rosenbrough., A.L. Farr., et al // *J. Biol. Chem.* – 1951. – Vol. 193, № 1. – P. 265–275.

УДК594.38:574.64

## **ВПЛИВ ІОНІВ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ НА ВЕЛИЧИНУ СЕРЕДНЬОДОБОВОГО РАЦІОНУ *Lymnaea stagnalis* (MOLLUSCA: PULMONATA)**

**О. М. Василенко**

*Житомирський державний університет імені Івана Франка, вул. В. Бердичівська, 40, м.  
Житомир, 10008, Україна*

Важливість і необхідність пізнання кількісних сторін живлення тварин визначається багатьма обставинами. Кількість спожитого корму викликає не тільки чисто фізіологічний, але й великий екологічний інтерес, адже вона є важливим елементом при вивченні балансу енергії на рівні організму чи популяції даного виду. Значення величини середньодобового раціону – одна з найважливіших трофологічних характеристик, яка завжди повинна враховуватись при дослідженні тих енергетичних процесів, які мають місце у водоймах, оскільки вона дозволяє визначити кількість речовини, що залучається угрупованнями організмів у кругообіг речовин.

Для визначення середньодобового раціону тварин попередньо аклімували протягом 14 діб до лабораторних умов. Як корм використовували листя частухи (*Alisma plantago*), рдесника (*Potamogeton natans* L.), проварене та мацероване у воді протягом 5 діб листя тополі (*Populus alba*). Наважки корму кожного виду попередньо поміщали між аркушами фільтрувального паперу під тягарем масою в 1 кг на 20 хв. Тривалість досліду – 2 доби. По закінченні експерименту корм, що залишився не спожитим, витягували з води, осушували вищезгаданим способом та зважували. За різницею маси наважки та корму, що залишився, визначали величину добового споживання його кожною окремою особиною. Середньодобовий раціон (в % щодо загальної (сирої) маси тіла молюсків) розраховували за формулою:

$$x = \frac{a \times 100}{p},$$

де  $x$  – величина середньодобового раціону;  $a$  – маса спожитого корму;  $p$  – загальна (сира) маса тіла молюска.

Екотоксикологічні дослідження поставлено за прийнятою зараз у екотоксикології методикою В. А. Алексєєва [1]. У досліджах застосовано іони  $Zn^{2+}$ ,  $Cd^{2+}$ ,  $Cr^{3+}$  у формі хлориду у розчинах з концентраціями, що становлять 0,5 рибогосподарських гранично допустимих концентрацій (ГДКр), ГДКр, 2 ГДКр, 3 ГДКр.

Концентрації іонів цинку від 0,5 до 3 ГДКр у всіх, без виключення, досліджених молюсків відзначаються оптимізаційним ефектом (стимулюють активність життєдіяльності). Про це свідчать зареєстроване нами зростання щодо норми значень величини середньодобового раціону за споживання ставковиками всіх заданих їм видів корму (рис. 1).

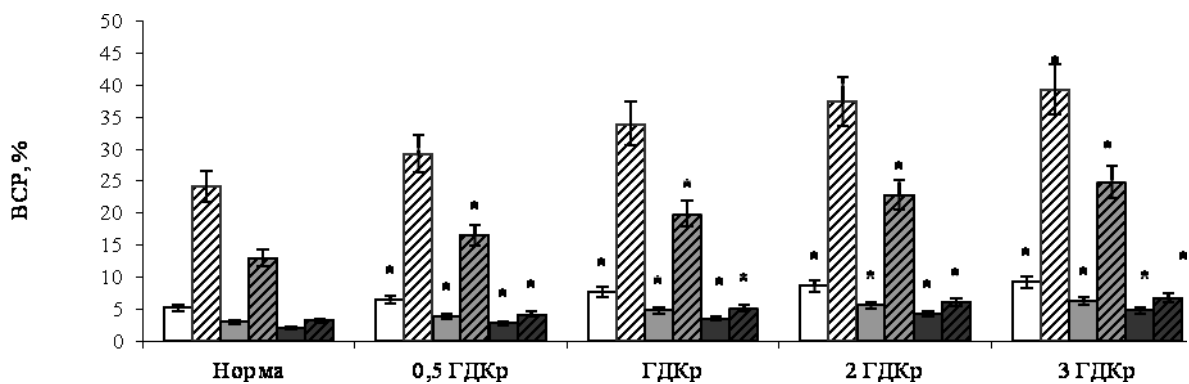


Рис. 1. Вплив різних концентрацій іонів цинку на величину середньодобового

За споживання:

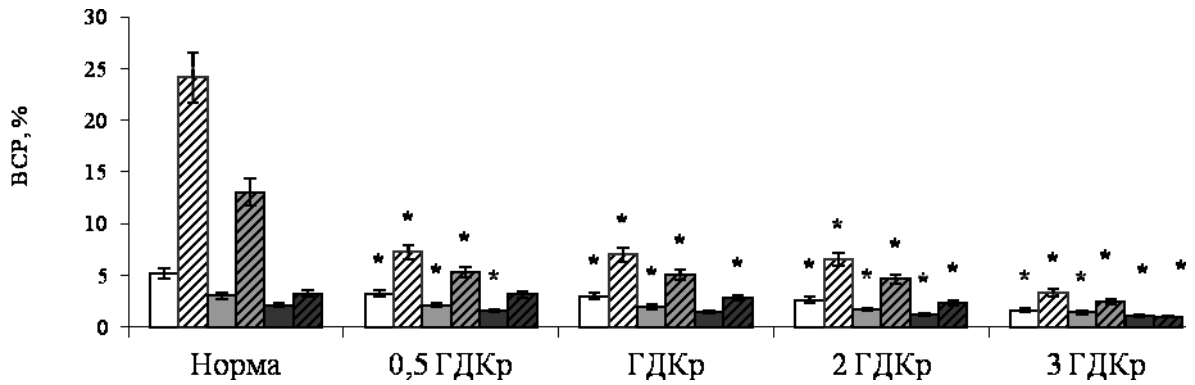
- Частухи (незаражені особини);
- ▨ Частухи (заражені особини);
- ▤ Рдесника (незаражені особини);
- ▥ Рдесника (заражені особини);
- Тополі (незаражені особини);
- ▩ Тополі (заражені особини).

раціону *L. stagnalis*: \* – статистично вірогідна різниця ( $P \geq 94,5\%$ ) щодо норми.

Фізіологічний стан цих молюсків відповідає тій фазі процесу отруєння, яку екотоксикологи називають фазою підвищення активності, або стимуляції (фази патологічного процесу отруєння прийнято за Е. А. Веселовим [2]).

Трематодна інвазія поглиблює у молюсків перебіг патологічного процесу, викликаного дією  $Zn^{2+}$ . Адже значення середньодобового раціону за дії іонів цинку у концентраціях від 0,5 до 3 ГДКр у інвазованих трематодами тварин зростають дещо менше щодо таких в особин незаражених (рис. 1).

Іони кадмію у концентраціях від 0,5 до 3 ГДКр у досліджених молюсків за споживання ними всіх заданих видів корму викликають зменшення значень усіх трофологічних показників (рис. 2), що відповідає депресивній фазі патологічного процесу, зумовленого отруєнням тварин.



**За споживання:**

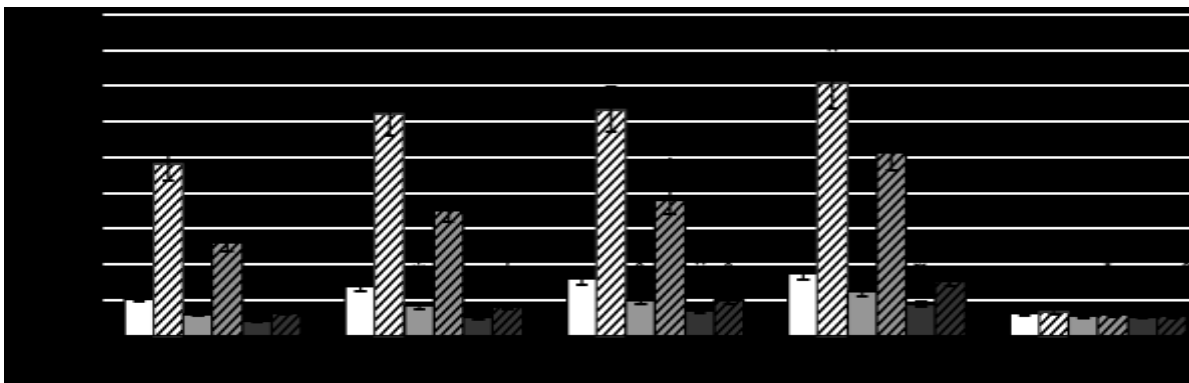
- Частухи (незаражені особини);    ▨ Частухи (заражені особини);    ▤ Рдесника (незаражені особини);
- ▥ Рдесника (заражені особини);    ■ Тополі (незаражені особини);    ■ Тополі (заражені особини).

Рис. 2. Вплив різних концентрацій іонів кадмію на величину середньодобового раціону *L. stagnalis*: \* – статистично вірогідна різниця ( $P \geq 94,5\%$ ) щодо норми.

Це вказує на надзвичайно високу токсичність іонів кадмію для ставковиків. Із підвищенням концентрації токсиканту у застосованих у досліджах межах відбувається прогресуюче зменшення значень величини середньодобового раціону, оскільки із зростанням вмісту іонів кадмію у воді молюски зазнають все більшого і більшого їх токсичного впливу.

Трематодна інвазія поглиблює перебіг патологічного процесу, викликаного дією  $Cd^{2+}$ . Значення середньодобового раціону за дії іонів кадмію водного середовища у інвазованих тварин зменшуються значно більше, ніж в особин незаражених.

Концентрації іонів хрому (III) від 0,5 до 2 ГДКр у досліджених молюсків стимулюють підвищення активності життєдіяльності, про що свідчить статично вірогідне зростання значень величини середньодобового раціону за споживання ними всіх заданих їм видів корму (рис. 3).





### За споживання:

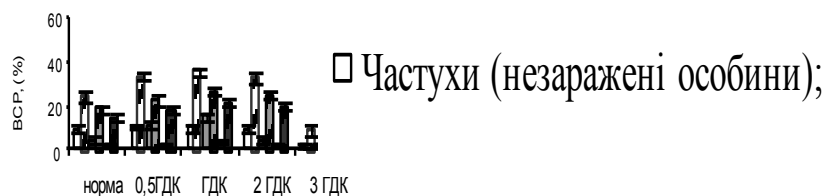


Рис. 3. Вплив різних концентрацій іонів хрому (III) на величину середньодобового раціону *L. stagnalis*: \* – статистично вірогідна різниця ( $P \geq 94,5\%$ ) щодо норми.

Моллюски з помірною трематодною інвазією, за дії на них  $Cr^{3+}$  мають вищі величини середньодобового раціону порівняно з особинами незараженими, що дозволяє їм краще протистояти не лише впливові на них токсиканту, але і такого додаткового негативного навантаження як дія на них паразитарного чинника.

За концентрації іонів хрому (III), що відповідає 3 ГДКр, значення величини середньодобового раціону зменшується, що є ознакою розвитку у ставковиків фази депресії. За цих обставин їх організм виявляється неспроможним протидіяти токсичному впливові іонів хрому. У моллюсків послаблюється рухова активність, внаслідок чого зменшується діяльність, спрямована на пошук корму і його споживання.

В інвазованих трематодами тварин за дії іонів хрому водного середовища, яка відповідає 3 ГДКр, зміни трофологічних показників дещо суттєвіші, ніж у ставковиків неінвазованих, що свідчить про більш важкий перебіг у них патологічного процесу, викликаного отруєнням.

1. Алексеев В. А. Основные принципы сравнительно-токсикологического эксперимента // Гидробиолог. журн. – 1981. – Т. 17, № 3. – С. 92 – 100.
2. Проблемы водной токсикологии / Под. ред. Веселова Е. А. – Петрозаводск: ПГУ, 1984. – 119 с.

УДК 504.4

## ПРОБЛЕМИ ВИКОРИСТАННЯ ВОДНИХ РЕСУРСІВ ПІДПРИЄМСТВАМИ ПЕРЕРОБНОЇ ПРОМИСЛОВОСТІ АПК

*В.І. Дорохов, Н.М. Кураченко*  
Житомирський національний агроекологічний університет,  
бульвар Старий, 7, м. Житомир, 10008, Україна

Ознакою стійкості будь-якої екологічної системи є стабільність її основних показників. На сьогоднішній день антропогенне навантаження на навколишнє середовище значно перевищує здатність природи до самоочищення, що вимагає проведення

постійного контролю за показниками якості довкілля [1–3]. Це повною мірою стосується й водних екосистем, асимілююча здатність яких постійно знижується [4].

Основним джерелом водопостачання для населення України є поверхневі прісні води. При цьому забезпеченість прісною водою й ступінь її використання в різних країнах [5] дуже різняться (табл. 1).

Таблиця 1.

Забезпеченість прісною водою й ступінь її використання в деяких країнах Європи.

Країна	Забезпеченість, млрд. м <sup>3</sup> /рік	Використання, млрд. м <sup>3</sup> /рік	Ступінь використання, %
Італія	150	15,6	10,4
Польща	55	5,8	10,5
Франція	183	24,0	13,1
Німеччина	93	14,0	15,0
Україна	52,3	32,5	62,14

Практично всі поверхневі, ґрунтові й частково підземні води забруднені промисловими, побутовими й сільськогосподарськими стоками і не відповідають за якістю прийнятним на сьогодні навіть заниженим санітарним нормам [6] (табл. 2).

Таблиця 2.

Основні вимоги до якості питної води

Показник	Допустима величина	Показник	Допустима величина
Колірність	≤ 20°	Ca <sup>2+</sup>	≤ 180 мг/л
Запах і смак	≤ 2	Mg <sup>2+</sup>	≤ 40 мг/л
Мутність	≤ 1,5 мг/л	Розчинений кисень	≥ 4 мг/л
Сухий залишок	≤ 1000 мг/л	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	≤ 500 мг/л
Водневий показник рН	6,5–8,5	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	≤ 10 мг/л
Загальна твердість	≤ 10,0 ммоль-екв/л	Fe <sup>3+</sup> <sub>заг.</sub>	≤ 0,5 мг/л

Однак необхідність подальшого нарощування в Україні виробництва сільськогосподарської продукції зумовлює високу динамічність використання водних ресурсів на аграрні потреби. Так, сільське господарство використовує близько 70 % прісної води промисловість України – 20 %, комунальні витрати – 10 %. [7].

Особливе місце за ступенем інтенсивності використання в комплексі АПК водні ресурси займають серед об'єктів переробної промисловості. Найбільш водомісткими переробними підприємствами АПК є підприємства цукрової, консервної, спиртової, крохмале-патокової та пивоварної галузей. У цих галузях середньорічні нормативні витрати води на одиницю переробної сировини становлять від 10 до 40 м<sup>3</sup>. На підприємствах з оборотним водопостачанням води витрачається більше, ніж переробляється сировини: на 1 т цукрових буряків витрачається 1,8 м<sup>3</sup> води, плодів і овочів – 5-7 м<sup>3</sup>, картоплі на крохмаль – 8,7 м<sup>3</sup>, кукурудзи на крохмаль – 2,7-12,2 м<sup>3</sup>, ячменю на солод – понад 20 м<sup>3</sup> [8]. А чим вищий рівень витрат води на підприємстві, тим більший об'єм стічних вод, а отже, і нижчий показник раціонального використання води.

Стічні води підприємств, що переробляють рослинну сировину, характеризуються високим ступенем забрудненості. Причому самі по собі стічні води харчової промисловості не є токсичними, але, потрапляючи в озера, ставки і ріки, вони швидко зменшують запаси кисню, що викликає загибель мешканців цих водойм. Органічні речовини стічних вод підприємств харчової промисловості швидко піддаються бродінню і гинуть. Близько 70 % забруднень стічних вод крохмале-патокової, пивоварної, масложирової та цукрової галузей харчової промисловості розкладаються протягом перших діб, тоді як стічні води заводів, що виробляють виноградний сік та солодові, мають дуже малу здатність до біологічного розкладу – за 5 діб розкладається відповідно 14 і 10 % усіх забруднень. Білкові речовини розкладаються у результаті гниття до амінокислот, карбон діоксиду та аміаку. У процесі бродіння цукру, що міститься в стічних водах, утворюються ацетатна, пропанова, молочна та масляна кислоти [5].

Крім того, для стічних вод цукрової, консервної, виноробної та крохмале-патокової галузей характерним є досить високий показник вмісту зважених речовин, кількість яких перебуває в прямій залежності від забруднення сировини, що надходить на переробку. Основу цих забруднень становлять частинки родючого шару ґрунту. Така практика утилізації транспортно-мийного осаду обертається для народного господарства втратами родючого шару ґрунту і забрудненням навколишнього середовища.

Очищення стічних вод підприємств, що переробляють рослинну сировину, знаходиться ще на низькому рівні. Більшість підприємств галузей харчової промисловості скидає стоки без необхідної очистки в яри і безпосередньо у водойми і лише в окремих випадках – на поля фільтрації. Поверхневі води можуть очистити досить незначну кількість стоків. При скиданні великих об'ємів забруднень рослинний і тваринний світ поверхневих вод гине. Стічні води, що скидаються в яри, не просочуючись у ґрунт, є причиною неприємних запахів і розмноження комах.

Зі збільшенням переробки рослинної сировини кількість споживаної води зростатиме. Через обмеженість водних ресурсів в Україні (особливо в південних областях) рано чи пізно виникне необхідність заморожування на якомусь певному рівні об'ємів переробки сільськогосподарської сировини. Тому не можна розглядати екологічне вдосконалення технологічних процесів на підприємствах переробної промисловості лише як ширше запровадження очисних споруд, що спрямоване безпосередньо на охорону навколишнього середовища. На сьогоднішній день екологічність виробництва повинна пов'язуватись не стільки з вирішенням проблем видалення і нейтралізації відходів, скільки з попередженням їх виникнення, що докорінно змінює роль очисних споруд – із кінцевої ланки технологічного процесу вони перетворюються в проміжну, мета якої – підготовка відходів (твердих, рідких і газоподібних), які раніше не використовувалися, до виробничого споживання. Водночас екологічне вдосконалення технології повинно бути націлене на економію первинної сировини, що надходить на виробництво. Досягти цієї мети можна насамперед запровадженням технологічних схем його комплексної переробки.

Перехід на маловідходну та безвідходну технологію при переробці сільськогосподарської сировини має два взаємопов'язаних аспекти – економічний та екологічний.

Перший аспект відображає розширення ресурсних можливостей за рахунок комплексної переробки сільськогосподарської сировини й одержання на цій основі

додаткової кількості продуктів харчування, кормів і добрив. В Україні поточний вихід відходів та побічної продукції переробки лише рослинної сільськогосподарської сировини становить близько 50 млн. т за рік. При сучасному рівні розвитку науки і техніки, оптимально використовуючи вторинну сировину, можна додатково одержати 2 млн. кормових одиниць, що дасть змогу збільшити виробництво м'яса на 160 тис. т на рік. Крім того, із відходів, які не використовувалися раніше для переробки, щорічно можна виробляти 800-900 тис. т вапнякових та гранульованих органо-мінеральних добрив, десятки тис. т різних сортів рослинної олії, пектину та іншої продукції. У цілому ж організація безвідходної виробничої структури переробки сільськогосподарської сировини поряд з одержанням традиційних продуктів харчування дасть змогу додатково виробляти понад 100 найменувань різної продукції.

Другий аспект проблеми полягає в посиленні впливу екологічного фактора на формування технологічної структури переробки сільськогосподарської сировини в зв'язку з розвитком процесів агропромислової інтеграції. У сучасних умовах інтенсифікації виробництва взаємозв'язок економічних та екологічних факторів принципово змінюється, оскільки з'являється можливість створення екологічно чистих виробництв на основі безвідходних технологічних структур, реальним стає формування безвідходної структури переробки сільськогосподарської сировини та суттєвого підвищення на цій основі не лише ефективності використання природно-сировинних ресурсів, а й кардинального вирішення екологічних проблем виробництва за відносно менших затратах.

Однак умови організації безвідходної переробки сільськогосподарської сировини не реалізуються автоматично, причому не стільки через відсутність відповідних технологій, скільки через недостатню орієнтацію господарського механізму на безвідходний тип виробництва.

Таким чином, запровадження та використання новітніх технологій промислової переробки сільськогосподарської сировини, що здійснюються з урахування інтересів охорони довкілля, дозволить не тільки зекономити й не забруднювати обмежені водні ресурси України, а й підвищити ефективність використання природно-сировинних ресурсів АПК.

#### Література

1. Федішин Б.М., Дорохов В.І., Павлюк Г.В., Заблоцька О.С., Борисюк Б.В. Екологічна хімія: підручник.– Херсон: ОЛДІ-ПЛЮС, 2014. –518с.
2. Пурмаль А.П. Антропогенная токсикация планеты. Часть 1 и 2. Соросовский общеобразовательный журнал, 1998, №9. с.39–51.
3. Израэль Ю.А. Экология и контроль состояния природной среды. 2-е изд – Л.: Гидрометеиздат, 1985.– 560 с.
4. Мислюк О.О. Основи хімічної екології. – К.: Кондор, 2012. – 660 с.
5. Дорохов В.І, Шелест З.М., Скиба Г.В., Барабаш О.М. Біогеохімія. Навчальний посібник. – Житомир: ЖДТУ, 2004. – 272 с.
6. Фурдичко О.І., Славов В.П., Войцицький А.П. Нормування антропогенного навантаження на навколишнє природне середовище. Навчальний посібник. – К.: Основа, 2008. – 360 с.

7. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні в 2014 році. [Електронний ресурс] / Мін-во з надзвичайних ситуацій в Україні, Мін-во екології та природних ресурсів України, НАН України. – Режим доступу: <http://www.menr.gov.ua/cgi-bin/go?page=10&type=left>
8. Кособуцька М.В, Павлюк Г.В., Дорохов В.І., Федишин Б.М. Вплив переробки сільськогосподарської продукції на стан водних ресурсів / Збірник матеріалів VIII науково-практичної конференції «Наука. Молодь. Екологія», 25-26 квітня 2012 р., Житомир. 2012.-С.99-102.

УДК 574.592 : 504 · 058

## **СТРУКТУРНІ ПОКАЗНИКИ УГРУПОВАНЬ МАКРОФАУНИ БЕЗХРЕБЕТНИХ В УМОВАХ РІЗНОГО АНТРОПОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ.**

*Ю.М. Воліков,*

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

На сьогодні загальні підходи у розробці кількісних методів гідробіологічного моніторингу базуються на двох принципах і представленнях: функціональному (балансовому або продукційно-енергетичному) і структурному.

На відміну від функціонального напрямку, який вивчає продукційний метаболізм речовини і енергії у водоймах, структурний, навпроти, базується на простих „індексах”, за допомогою яких оцінюється цілісність структури екосистеми та її окремих компонентів на всіх рівнях [5].

Пошук найбільш адекватних із багатьох існуючих індикаторних показників, які використовуються для визначення якості поверхневих вод, вимагає критичного підходу до їх вибору.

Раніше, був проведений порівняльний аналіз різних структурних показників і біотичних індексів на матеріалі по макрозообентосу для басейну р. Березина на території Березинського біосферного заповідника (Білорусія) [4]. Це означає, що результати досліджень відображали реакцію індексів на зміни достатньо високої якості води.

Метою нашої роботи було порівняння даних кореляційного аналізу різних структурних показників, отриманих на території біосферного заповідника і в дослідженнях макрофауни водних об'єктів урбанізованих територій.

**Матеріал і методика досліджень.** В роботі були використані дані по дослідженню угруповань макрофауни безхребетних, отримані нами у період з 2004 по 2014 рр. на водних об'єктах різного типу, проведений ретроспективний літературний огляд з метою визначення їх стану у часи минулих досліджень.

Для оцінки зв'язку між індексами і встановлення ступеня однотипності їх реакції на зміну якості води був проведений розрахунок кореляційної матриці.

**Результати досліджень та їх обговорення.** На сьогодні найбільш поширеними в системі моніторингу є структурні показники побудовані на відношенні чисельностей (або

біомас) високо чутливих відносно забруднення груп до інтолерантних: хірономід до загального бентосу; олігохет до загального бентосу (індекс Гуднайт-Уїтлея); олігохет і хірономід та ін. Значення цих показників вважаються прямо залежними від ступеня забрудненості водного середовища.

Подібні ж індекси розраховуються і для менших таксономічних підгруп. Таким чином відносяться кількісні показники підгруп личинок хірономід – індекс Балушкіної та олігохет в індексах Пареле і Попченка.

До структурних показників відносять і ряд характеристик, які інтегрально оцінюють структуру угруповань. Серед них найбільш вживаним є індекс Шеннона.

Таблиця 1

Кореляційні зв'язки між різними структурними показниками угруповань макрзообентосу Березинського біосферного заповідника (під діагоналлю) і макрофауни водних об'єктів, досліджених на урбанізованих територіях (над діагоналлю)

	<i>S</i>	<i>H</i>	<i>EPT</i>	<i>ETO</i>	<i>EPT/C</i> <i>h</i>	<i>Dip/N</i>	<i>Ch/N</i>	<i>G&amp;WI</i>	<i>IB</i>
<i>S</i>	<i>I</i>	<b>0,708</b>	<b>0,609</b>	<b>0,632</b>	0,128	-0,082	-0,083	-0,005	-0,212
<i>H</i>	<b>0,737</b>	<i>I</i>	0,377	0,422	0,091	-0,236	-0,251	0,142	0,199
<i>EPT</i>	<b>0,638</b>	0,298	<i>I</i>	<b>0,977</b>	<b>0,641</b>	0,090	0,070	-0,067	-0,077
<i>ETO</i>	<b>0,706</b>	0,325	<b>0,865</b>	<i>I</i>	<b>0,616</b>	0,077	0,054	-0,098	-0,078
<i>EPT/Ch</i>	-0,102	-0,113	-0,110	-0,341	<i>I</i>	-0,135	-0,176	-0,059	-0,014
<i>Dip/N</i>	-0,087	-0,138	0,381	0,315	<b>-0,654</b>	<i>I</i>	<b>0,993</b>	<b>-0,656</b>	-0,062
<i>Ch/N</i>	-0,093	-0,171	0,369	0,333	<b>-0,693</b>	<b>0,996</b>	<i>I</i>	<b>-0,654</b>	-0,039
<i>G&amp;WI</i>	x	x	x	x	x	x	x	<i>I</i>	0,199
<i>IB</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	<i>I</i>

Примітка: *S* – кількість видів; *H* – індекс Шеннона; *Dip/N* – Diptera / загальна чисельність; *Ch/N* – Chironomidae / загальна чисельність; *G&WI* – індекс Гуднайт-Уїтлея (Oligochaeta / загальна чисельність); *IB* – хірономідний індекс Балушкіної; x – показник не задіяний.

Дані представлені в таблиці свідчать, що в обох дослідженнях найбільше число достовірних кореляцій було отримане для показника кількості видів (*S*). Виходячи з цього білоруські автори приходять до висновку, що число видів є необхідним показником при оцінці якості води, особливо у тих випадках, коли дана оцінка проводиться по відношенню до еталонного створу.

Крім цього була звернена увага на відсутність значень достовірної кореляції широко цитованих у науковій літературі індексів Балушкіної і Гуднайт-Уїтлея з сьомо іншими біотичними індексами задіяними в дослідженнях – TBI, EBI, FBI, IBGN, BMWP, ASPT, VBI. Згідно нашим даним для *IB* достовірні зв'язки з використаними показниками були також відсутні.

Рекомендований для багатьох методичних керівництв індекс Гуднайт-Уїтлея. в наших дослідженнях мав лише два, але достатньо високі значення оберненої кореляції (-0,654 та -0,656) із структурними відношеннями: Diptera / загальна чисельність і Chironomidae / загальна чисельність. Це дає можливість робити висновок, про доцільність використання

показників побудованих на відношенні чисельностей двох найбільш кількісно і якісно представлених в водних угрупованнях представників макрофауни безхребетних – олігохет та хірономід.

Суттєвим недоліком цих індексів є те, що у великі таксономічні групи об'єднані види з дуже різними вимогами до середовища: від вельми вимогливих (стенобіонтних) до невибагливих (еврибіонтних).

Дійсно, далеко не всі види олігохет можуть використовуватися як показники забруднення. Масовий їх розвиток, який спостерігається на забруднених ділянках, виникає за рахунок одного-двох видів (як правило це *Tubifex tubifex* (O.F.Müller) и *Limnodrilus hoffmeisteri* Claparède). Лабільну підгрупу складають види роду *Nais*, які чутливо реагують на зміну концентрації органічних речовин у воді. На величину індексу ІБ крім цього суттєво впливає сезонна динаміка вильоту окремих систематичних груп хірономід, а також розмір проби, особливо у тих випадках, коли їх чисельність невелика.

Отримані в наших дослідженнях результати свідчать, що застосування індексів ЕТО і ЕРТ є не достатньо ефективним на урбанізованих територіях регіону. Це пояснюється відносною бідною таксономічною представленістю задіяних в них груп макробезхребетних Ephemeroptera та Trichoptera, або взагалі відсутністю в наших дослідженнях представників ряду Plecoptera.

Структурні показники, як правило, не мають власної оціночної шкали. Їх бальна оцінка можлива шляхом порівняння з еталонними створами, через показник EQR. (ecological quality ratio), на основі якого і можна робити висновок про якість води того чи іншого водного об'єкту. Градації індексу EQR відповідно оціночним класам наводяться у керівному документі ЕС «Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC), Guidance document № 10»:

	1	2	3	4	5
Клас якості вод	Відмінна (high)	Добра (good)	Посередня (moderate)	Низька (poor)	Погана (bad)
Значення <i>EQR</i>	1-0,83	0,82-0,62	0,61-0,41	0,40-0,20	<0,20

Із способу розрахунку *EQR* слідує, що еталонні характеристики повинні бути найвищими, інакше індекс матиме значення більше одиниці. Але в деяких ситуаціях ця вимога себе не виправдовує.

В окремих випадках великі значення показників загальної чисельності та біомаси можуть свідчити про підвищений рівень органічного забруднення і погіршення екологічної ситуації в цілому. Крім того, деякі, достатньо суттєві негативні антропогенні зміни якості середовища не викликають змін показників видового різноманіття угруповань. Так, характер впливу органічних речовин на екосистему визначається їх властивостями (складом, харчовою цінністю, токсичністю). В залежності від цього, збільшення вмісту автохтонних і алохтонних забруднень може не тільки пригнічувати, але і до певної межі, суттєво стимулювати біоту (зокрема макрозообентос) [2, 6].

У зв'язку з цим, доцільно вважати, що значення еталонних (референційних) характеристик повинні бути не максимальними а „оптимальними”. Це потребує зовсім іншого підходу до формування оцінок стану поверхневих вод. У такому випадку повинні

бути задіяні дві шкали якості: перша – з градаціями нижніх значень відносно „оптимуму”, друга – із значеннями, які розташовані вище, але теж сигналізують про негативні зміни у стані угруповання [1].

Паралельно з різними структурними характеристиками або метриками угруповань необхідно використовувати інші індекси, що дозволяє комплексно відобразити якість води.

Результати використання різних показників повинні відповідати загальній екологічній ситуації її довгостроковим змінам і мати підтвердження іншими дослідженнями, виконаних різними методами, що підвищує надійність результатів [3].

#### **Висновки.**

Більшість використаних структурних показників мали однотипну реакцію на зміну якості вод, як на території біосферного заповідника, так і на досліджених водних об'єктах урбанізованих територій.

Некритичний підхід до використання надвидових таксонів які входять у схеми структурних показників може стати причиною помилок при формулюванні кінцевих результатів. Самостійно їх значення можуть використовуватися лише для попередньої оцінки стану угруповань у випадках коли виникають труднощі з визначенням матеріалу в наслідок його великого об'єму.

Оскільки вплив на водну екосистему може викликати відхилення від оптимальних значень її параметрів як в сторону збільшення, так и в сторону їх зменшення, для біологічних показників, які використовуються для оцінки екологічної ситуації доцільно використовувати подвійні оціночні шкали.

#### **Література:**

1. Васенко О. Г. Деякі аспекти побудови оціночних шкал екологічних класифікацій поверхневих вод / Васенко О. Г., Верніченко Г.А., Верніченко-Цветков Д. Ю. // Екосистеми, їх оптимізація та охорона. Сімферополь: ТНУ, 2013. - Вип. 8. - С. 146–153.
2. Закономерности изменения сообществ донных беспозвоночных в условиях загрязнения природной среды: тр. сов.-фр. симп. [«Науч. основы биомониторинга пресновод. экосистем»] (Астрахань, 9-12 сент., 1985) / Л.,1988 - С. 135-141.
3. Ляшенко А.В. Биоиндикация качества вод Килийской дельты Дуная по организмам макрофауны водных беспозвоночных / А.В. Ляшенко, Е.Е. Зорина-Сахарова // Гидробиологический журнал – 2012. – Т. 48, № 4. – С. 145 – 166.
4. Семенченко В.П. Принципы и системы биоиндикации текущих вод / Семенченко В.П. – Минск: Из-во «Орех», 2004 – 76 с.
5. Шитиков В.К. Количественная гидроэкология: методы системной идентификации/ Шитиков В.К., Розенберг Г.С., Зинченко Т.Д. – Тольятти: ИЭВБ РАН, 2003. – 463 с.
6. Зависимость продукции макрозообентоса литорали малых озер от трофических условий и пресса рыб: материалы международной конференции [«Современные проблемы гидроэкологии»], (С.-Петербург, 9 - 13 окт. 1995 г.) / СПб., 1995 – 61 с.



## ВИКОРИСТАННЯ ВОДИ В ХІМІЧНІЙ ТЕХНОЛОГІЇ

*Н.О. Горбунова, М.С. Бушма*

*Житомирський національний агроекологічний університет, бульвар старий,  
7, м. Житомир, 10008, Україна*

Одним з найважливіших видів сировини у хімічній технології є вода. Вода використовується майже у всіх виробництвах для різноманітних цілей. Частка свіжої води, яка використовується на виробничі потреби, в світі складає 21 % [1], в Україні – 42-45 % [2].

### **Причини широкого використання води:**

- наявність комплексу цінних властивостей (висока теплоємність, мала в'язкість, низька температура кипіння);
- доступність і дешевизна (значні запаси, витрати переважно на очищення);
- відсутність токсичності;
- зручність використання у виробництві й транспортуванні.

### **Основні напрямки використання води [2]:**

#### **1. Воду у хімічній промисловості використовують для технологічних цілей:**

- для розчинення твердих, рідких і газоподібних речовин;
- для **механічної промивки** газів і твердих матеріалів, з яких вона вимиває забруднення;
- як **середовище** реалізації фізичних і механічних процесів (при збагаченні сировини флотацією, для транспортування твердих сипких матеріалів вигляді пульпи та ін.);
- в якості **екстрагента** різних речовин.

2. В набагато більших масштабах використовується вода як **теплоносій**. Нею охолоджують апаратуру і реакційні маси, нагріті в результаті екзотермічних процесів. Гаряча вода або водяна пара застосовується для нагрівання взаємодіючих речовин для збільшення швидкості хімічних реакцій для компенсації тепла при перебігу ендотермічних реакцій.

3. На багатьох виробництвах вона є **сировиною і реагентом**, безпосередньо беручи участь в основних хімічних реакціях, наприклад у виробництві водню,  $H_2SO_4$  і  $HNO_3$ ,  $NaOH$ ,  $KOH$ ,  $Ca(OH)_2$  і інших основ, в різноманітних реакціях гідролізу та гідратації.

Сучасні підприємства витрачають величезні кількості води, які вимірюються на великих комбінатах мільйонами  $m^3$  за добу. Витрати води складають на 1 т виробленої продукції: синтетичні волокна –  $2590 m^3/t$ , целюлоза –  $1240 m^3/t$ , чавун –  $401 m^3/t$ , азотні добрива –  $62 m^3/t$ , цемент –  $m^3/t$ , нафта –  $6 m^3/t$  [2].

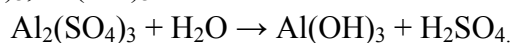
Вимоги промислового виробництва до якості води специфічні і диктуються не тільки окремими видами виробництва, але і прийнятою технологічною схемою. У деяких випадках ці вимоги більш високі, ніж ті, що пред'являються до господарсько-питної води [2]. Перед використанням води у виробництві здійснюється **промислова підготовка води**, яка включає наступні основні процеси [3,4]:

- Освітлення і знебарвлення шляхом відстоювання і фільтрації;

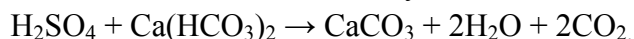
- Пом'якшення і знесолення води хімічними методами з застосуванням іонообмінних фільтрів і фізичними методами;
- Нейтралізація;
- Дегазація – видалення газів (CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>S і ін.);
- Знезараження – знищення мікроорганізмів дією хімічних реагентів і фізичними методами.

Процес **освітлення** проводять в безперервно діючих відстійних бетонованих резервуарах. Під дією сили тяжіння на дно відстійників осідають грубодисперсні завислі домішки.

Для прискорення осідання замулених та колоїдних часточок, вдаються до **коагуляції**. Більшість колоїдних часточок у воді (глина, силікатна кислота, гуміни) мають негативні заряди. Тому для коагуляції вибирають такі коагулянти (наприклад, Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub>, Fe<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub> і деякі інші сполуки), які у воді утворюють позитивно заряджені частинки: Al(OH)<sub>3</sub>, Fe(OH)<sub>3</sub>:



Внаслідок нейтралізації колоїдні частинки укрупнюються і осідають. Одночасно відбувається осадження солей, які зумовлюють тимчасову твердість води:



Одночасно з коагуляцією відбувається процес **абсорбції** на поверхні осаду органічних забарвлених речовин, в результаті чого вода **знебарвлюється**.

**Пом'якшення твердої води** полягає у зв'язуванні йонів Кальцію і Магнію в нерозчинні сполуки. В промисловості застосовують різні методи пом'якшення.

**Термічний метод** усуває тимчасову твердість води. Він полягає в тому, що воду нагрівають до кипіння, внаслідок чого Ca(HCO<sub>3</sub>)<sub>2</sub> і Mg(HCO<sub>3</sub>)<sub>2</sub> розкладаються, утворюючи нерозчинні солі:

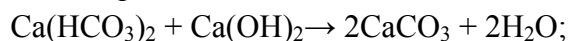


Цей метод пом'якшення дуже повільний і потребує великої витрати палива, тому в промисловості для пом'якшення великої кількості води його не застосовують.

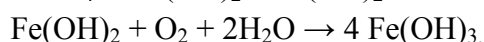
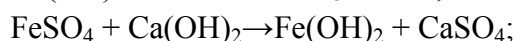
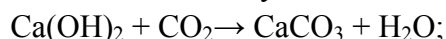
За реагентами, що застосовуються для пом'якшення води **хімічним методом**, виділяють **вапняковий, содовий, натронний і фосфатний методи**.

Найбільш економічні **комбіновані методи пом'якшення води**. Такими методами є **вапняно-содовий** з додаванням фосфатів для повнішого пом'якшення.

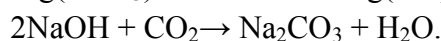
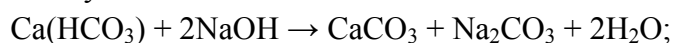
**За вапняним методом** вода обробляється гашеним вапном Ca(OH)<sub>2</sub> для видалення тимчасової твердості:



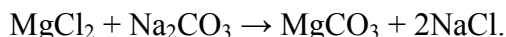
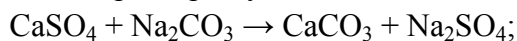
Вапно також зв'язує CO<sub>2</sub> і йони Феруму:



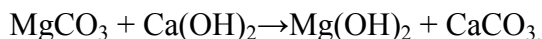
**Натронний метод** полягає в обробці води натрій гідроксидом. Видаляє тимчасову твердість і вуглекислий газ:



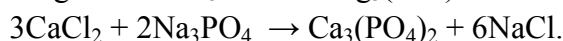
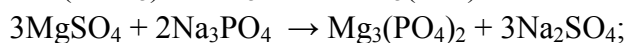
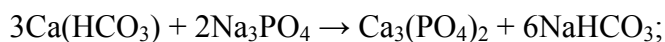
**Содовий метод** застосовується переважно з вапняним і натронним методами, тому що вони добре видаляють тимчасову твердість, а сода – постійну. Кальцій і Магній сульфати і хлориди реагують з содою:



Магній карбонат, як більш розчинний, реагує далі з вапном:

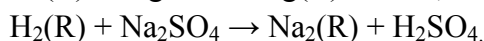
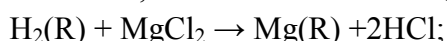


**Фосфатний метод** ефективний для усунення і постійної, і тимчасової твердості. Натрій фосфат – реагент дорогий, і тому тільки невеликі кількості його додають до соди і вапна:

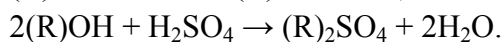
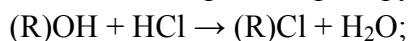


Очищену таким способом воду можна застосовувати навіть для котлів високого тиску. Для прискорення очистки води її нагрівають до 70-80 °С (особливо, якщо вода призначена для парових котлів). Вода, яку використовують для котлів високого тиску, не повинна мати навіть слідів силікатної кислоти, що утворює міцний накип. Для видалення її воду підкислюють  $\text{H}_2\text{SO}_4$  або  $\text{HCl}$  і додають  $\text{NaAlO}_2$ , внаслідок чого утворюється колоїдний осад, який легко відфільтровується.

Значний економічний ефект дає поєднання хімічного методу пом'якшення води з **фізико-хімічним**, тобто іонообмінним методом. Суть **іонообмінного** методу полягає у видаленні з води йонів Кальцію і Магнію за допомогою іонітів – речовин, здатних обмінювати йони, що входять до їх складу, на йони солей, які є у воді. До іонообмінників належать штучні речовини (пермутити), природні мінерали (цеоліти, глауконіт, тощо), а також синтетичні смоли, сульфоване вугілля та ін. Пермутити – це мінерал добутий прожарюванням суміші каоліну або нефеліну з содою. До природних іонітів належать деякі лужні алюмосилікати, феросилікати чи хромосилікати. Дуже поширений природний іонообмінник – глауконіт  $(\text{K}, \text{Na})_2\text{O} \cdot (\text{Al}, \text{Fe})_2\text{O}_3 \cdot n\text{SiO}_2$ . Природні іонообмінники треба добре прожарювати, збільшити їх іонообмінну силу – ємність поглинання. Застосовуючи іонообмінники, можна повністю знесолити воду. Для цього воду спочатку пропускають через Н-катионіт, який обмінює йони Гідрогену на йони Кальцію і Магнію:



Потім кислий розчин фільтрують через ОН-аніоніт, який обмінює  $\text{OH}^-$  на аніони:



Іонообмінну очистку завжди комбінують з хімічною. Спочатку хімічним способом зменшують твердість води, а потім проводять так звану «тонку очистку» за допомогою іонообмінників. Цим методом можна знизити вміст йонів Кальцію і Магнію до 0,035 – 0,07 мг-екв/л.

**Нейтралізація** застосовується головним чином для зворотної води. Для нейтралізації застосовують вапно або соду, розчини кислот.

**Дегазація води** це її очищення від таких корозійно агресивних газів як  $\text{H}_2\text{S}$ ,  $\text{SO}_2$ ,  $\text{O}_2$ .

$H_2S$  окисляють хлоруванням. Для видалення кисню у воду додають відновники, наприклад сульфід натрію.

**Знезараження води** здійснюють хлоруванням, озонуванням.

Повна очистка, знесолення, а також часткова дегазація і знезараження води досягається її перегонкою – **дистиляцією**. Дистильована вода широко застосовується у виробництві чистих продуктів і лабораторній практиці.

У багатьох випадках заходів по пом'якшенню води недостатньо для повного **усунення можливості утворення накипу**. Основною причиною утворення накипу є випадання в осад малорозчинних солей з їх пересичених розчинів при нагріванні. За хімічним складом розрізняють наступні **види накипу**:

- Карбонатний, який містить головним чином  $CaCO_3$  (більше 50%) в аморфному, або щільному мікрокристалічному стані;
- Гіпсовий, який містить головним чином  $CaSO_4$  (більше 50%) у вигляді твердої і щільної дрібнокристалічної маси;
- Силікатний, який містить не менше 20-25%  $SiO_2$  у вигляді твердої, здебільшого аморфної маси;
- Алюмосилікатний, який містить  $SiO_2$  і  $Al_2O_3$ , такий накип утворюється переважно в котлах високого тиску;
- Змішаний, який містить суміш кальцій і магній карбонатів,  $CaSO_4$  і  $SiO_2$ . Структура цього накипу залежить від відносного вмісту в ньому вказаних складових частин.

Накип призводить до зменшення теплопровідності стінок апаратури, перевитрат палива, порушення нормального руху води, місцевого перегріву, прогарам і розривам котлів і труб, тобто до небезпечних аварій. Тому необхідно запобігати його утворенню і з часом обов'язково видаляти хімічним, механічним або термічним способами. Попереджувачими заходами проти утворення накипу є пом'якшення води, а також використання «антинакипів», здатних утворювати рихлий шлам, який легко видаляється. Для видалення або розпушення карбонатного накипу застосовують кислоти (хлоридну, фосфатну та ін.). У випадку сульфатного і силікатного накипу використовують лужні солі (соду, натрій фосфат) [3,4].

Використання фосфатів для пом'якшення води і усунення накипу призводить до негативних наслідків: розвитку алергічних реакцій та інших захворювань людей, а також евтрофікації, або «цвітіння» водойм [5].

Промислові підприємства є потужним джерелом **забруднення природних вод** [2]. Промислові стічні води утворюються на різних стадіях технологічних і теплообмінних процесів, тому кількість і склад їх визначаються умовами виробництва. Стічні води очищають механічними, хімічними, фізико-хімічними і біологічними методами [2], подібними до методів промислової підготовки води. Однак Україні рівень очищення стічних вод надзвичайно низький [6]. Неочищені або погано очищені промислові стоки, які містять нафтопродукти, сполуки Нітрогену, фенол, кислоти, луги, сполуки Арсену, Плюмбуму, Меркурію, Купруму, Кадмію, Флуору, Хрому і багато інших токсичних речовин. Найбільша концентрація токсичних речовин спостерігається у стічних водах гальванічних цехів, шахт, паперово-целюлозної промисловості, виробництв фарбників, пластмас [2]. Необхідність охорони природних водних об'єктів обумовлює гостру потребу в залученні інвестицій для розробки складних і дороговартісних технологій підвищення

якості очистки стічних промислових вод, реконструкції і модернізації існуючих, будівництва і введення в дію нових очисних споруд [6], введення нового порядку лімітування скидів, плати за скиди забруднюючих речовин [7].

Література:

1. Власов В. Глобальні водні ресурси та їх використання / В. Власов, Д. Власов // Вісник НАН України. – 2011. – № 10. – С. 18-28.

2. Водні ресурси: використання, охорона, відтворення, управління: Підручник для студентів вищих навч. закладів / Яцик А. В., Грищенко Ю. М., Волкова Л. А., Пашенюк І. А. – К.: Генеза, 2007. -360 с.

3. Семенюк В.Д., Евстратов В.Н., Киевский Н.И., Пазюра В.С., Копейка В.И. Водоподготовка промышленных предприятий. – К.: Техніка, 1980.–119с.

4. Запольський А. К. Водопостачання, водовідведення та якість води. – К.: Вища шк., 2005. – 671 с.

5. Горпинич А.М. Екологічні аспекти використання пральних порошків / А.М.Горпинич, Н.О.Горбунова, О.О. Венгер // Збірник матеріалів міжнар. науково-практичної конференції „Наука. Молодь. Екологія”, 21-23 травня 2014 р. – Житомир, 2014. – С. 41-47.

6. Івашко В. Г. Статистичний аналіз стану та використання водних ресурсів України / В. Г. Івашко, Ю. О. Ольвінська // Статистика – інструмент соціально-економічних досліджень: збірник наукових студентських праць. Випуск 3. Частина I – Одеса, ОНЕУ. – 2017. – С. 82 – 89.

7. Пашков А. П. Проблеми забруднення поверхневих, підземних і стічних вод та заходи щодо їх ліквідації і запобігання в Україні / А. П. Пашков // Безпека життєдіяльності. – 2011. - № 4. – С. 10-16.

УДК 504.4 (477.42)

## ЕКОЛОГІЧНІ РИЗИКИ ТА УПРАВЛІННЯ ВОДНИМИ РЕСУРСАМИ БАСЕЙНУ ДНІПРА ЖИТОМИРСЬКОЇ ОБЛАСТІ

*А. А Вірковський<sup>1</sup>, Н.В. Пилипчук<sup>2</sup>, Б.В. Борисюк<sup>1</sup>*

*1. Житомирський національний агроекологічний університет, Бульвар Старий. 7, м.  
Житомир.10008, Україна*

*2. Житомирський агротехнічний коледж, вул. Покровська 96, 10031, Україна*

Імплементація положень Угоди про асоціацію між Україною та ЄС щодо принципів розвитку водного господарства передбачає екологічно збалансований за водним фактором розвитком регіон з урахуванням стану і прогнозу зміни водних ресурсів [1].

Для забезпечення запобігання виникнення надзвичайних ситуацій техногенного та природного характеру на водогосподарських системах та гідротехнічних спорудах області, безпечного проходження льодоходу, повені і паводків у 2017 році, своєчасного вжиття заходів щодо захисту населених пунктів, сільгоспугідь, інженерних комунікацій та об'єктів господарювання, та на виконання наказу Держводагентства України від 30.12.2016р. №254 по облводресурсів виданий наказ від 06.01.2017р. №1 „Про пропуск

льодоходу, повені і паводків у 2017 році,” аналогічні накази видані і в підвідомчих організаціях.

Враховуючи, що за прогнозами Укргідрометеоцентру, весняне водопілля за максимальними рівнями і витратами води у 2017 році було переважно близьким до середнього, для безпечного проходження льодоходу, повені і паводків водогосподарськими організаціями області було проведено ряд технологічних заходів з екологічної безпеки:

- спільно з підрозділами ДСНС за участю представників органів місцевого самоврядування, власників проведено обстеження усіх 54 водосховищ області, із яких **9 визнано в незадовільному технічному стані**, на що звернено увагу власників водних об'єктів та зобов'язано їх усунути виявлені недоліки;

- з метою зменшення витрат у період проходження весняної повені на водосховищах і ставках було знижено рівні води і створено вільні об'єми близько 18,6 млн. м<sup>3</sup> або майже 8% від загального об'єму;

- спеціалістами водогосподарських організацій за результатами спостережень минулих років розроблено карти з визначенням зон можливого затоплення по інших річках (можливе затоплення майже 38,6 тис. га, 78 населених пунктів).

Аналіз пропуску високих вод у 2017 році засвідчив, що суцільний льодостав на річках спостерігався упродовж усієї зими з поступовим наростання товщини криги. За даними вимірювань гідрологічних постів 20 лютого товщина льодового покриву в пунктах спостережень та на водосховищах дорівнювала 15-24 см. Водність річок з листопада по січень була нижчою за норму та в середньому становила 17 – 62 %.

Весняна повінь 2017 року розпочалась раніше середніх багаторічних строків. Потепління наприкінці другої декади лютого (переважали позитивні середні добові значення температури повітря) спричинило ущільнення та танення снігу. Крім того відлига зумовила виражений ріст рівнів води на річках області. Значний підйом спостерігався 25 - 26 лютого на річках басейнів Случі та Уборті з добовою інтенсивністю 17 - 65 см, на решті річок області рівні підвищувались на 4 – 34 см. Максимальні рівні на річках басейну Случі були відмічені 26 - 27 лютого з загальною амплітудою підйому 84 – 162 см. На початку березня на всій території області сніг повністю станув, а річки в пунктах спостережень очистились від льоду. Впродовж першої декади березня на річках тривав повільний розвиток водопілля, а з початку другої декади, внаслідок випадіння опадів 11-13 березня, в водному режимі річок відмічався ріст рівнів води з помірною добовою інтенсивністю до 8 см. В цей же період на річках басейну Случі знов спостерігались значні підйоми рівнів води, які обумовлені скидом води з вище розташованих ставків та водосховищ. Максимальні рівні другої хвилі водопілля на р. Случ та її притоках зафіксовані 14-15 березня, але за значенням нижчі ніж в лютому.

Впродовж третьої декади березня в результаті невеликих дощів та скидів води в гідрологічному режимі річок відмічались підвищення рівнів води до 31 см за добу. В результаті чого в період 22-26 березня сформувались піки максимальних рівнів води на річках басейнів Уборті, Ужа та Тетерева.

На річках басейнів Уборті та Ужа вони були зафіксовані 23 – 26 березня, амплітуда



росту рівня становила 23 – 81 см. Найвищі рівні на р. Тетерів та її притоках пройшли в період 13 – 23 березня, підвищення рівнів становило 37 – 106 см. Вихід води на заплаву спостерігався на гідрологічних постах р. Норин - с. Славенщина та р. Уж – м. Коростень, затоплень господарських будівель населених пунктів не відбувалось.

На решті річок області розвиток водопілля проходив в

межах русел без загрози негативних наслідків. Завдяки вжитим заходам затоплення заплавної території не відмічалось.

У меженний період режим роботи водосховищ і водогосподарських систем полягає у здійсненні сезонного регулювання стоку. Режим їх роботи передбачає необхідність ощадливих витрат водних ресурсів на весь літньо-осінній період.

- поки приточні витрати достатні для водозабезпечення у повному обсязі питних потреб водокористувачів, включаючи екологічні попуски, водосховища утримуються на відмітці НПР;

- гарантовані екологічні попуски у нижній б'єф водосховищ становлять не менше мінімальних середньомісячних витрат 95% забезпеченості для кожного місяця, але не менше розрахункових.



У літній період з циклічною зміною повітряних мас на західні та південно-західні відбувалося періодичне наростання тепла, а денні температури неодноразово досягали позначок 26-28°. Дощі протягом червня випадали по території області хаотично із

значними інтервалами в часі та полярною інтенсивністю. Хоча в окремі дні з проходженням атмосферних фронтів відмічались зливові дощі, які часом були сильними, сума опадів за місяць значно не добрала норми та склала лише 30-65 мм, або 39-69% від звичайного.

Утворення над Україною циклону 28-29 липня обумовило на Житомирщині складні погодні умови, особливо у її східній частині, де відмічались сильні грози, поривчастий вітер, пройшли сильні дощі інтенсивністю 16-23 мм, а на МС Коростень кількість опадів досягла критерію СГЯ-51 мм за 9 годин.

З просуванням циклону за межі області, погода стабілізувалась, а показники денних максимумів на рівні 31-32° стали найвищими значеннями місяця. Дощі випадали вкрай нерівномірно, відмічались як тривалі сухі періоди, так і зливові дощі, які різнилися за інтенсивністю та районами випадіння. Сума опадів за місяць в різних частинах області від 54-104 мм, що в межах 57-105% до норми.

У серпні здебільшого було сонячно, сухо та спекотною. Протягом перших двох декад місяця переважали повітряні маси з північної Африки. Епізодичне випадіння дощів та високий температурний фон спричинили зростання пожежної небезпеки лісів до найвищого 5 класу у південних районах області протягом 19-20 серпня.

Пожвавлення атмосферних процесів відбулося в останній третині місяця. Вдень 27 та вночі 28 серпня проходження теплої, а згодом холодної ділянки арктичного фронту циклону над С-Петербургом спричинило численні активні грози, зливові дощі, а на МС Н-Волинський відмічений шквал 18 м/сек.

Протягом серпня переважали тривалі сухі періоди, а з проходженням атмосферних фронтів в окремі періоди місяця відбувалось тимчасове ускладнення погодних умов, внаслідок виникнення небезпечних явищ погоди – гроз, сильних дощів та шквалів. Всього по районах області за місяць випало від 46-79 мм, або 61-104% норми.

Максимуми вересня виявились нехарактерно високими для цієї пори – 28-30°, що для певних районів області у найтепліший день місяця, 17 вересня, близько або вище абсолютних значень з 1945 року.

Середня температура вересня перевищила норму на 1.7-2.2° і становила 14.3-15.2°.

Дощі випадали по території області вкрай нерівномірно та мали полярну інтенсивність. Загальна сума опадів на переважній частині території області склала 41-65 мм, що в межах 79-125% до норми, а в крайніх північно-східних районах – лише 15 мм, або 29% норми.

Особлива увага приділялась водним об'єктам, що використовуються як джерела питного водопостачання.

Протягом року в меженний період були скориговані режими роботи 10-ти водосховищ області.

В області із 7-ми поверхневих питних водозаборів найбільшу стурбованість викликало водопостачання м. Житомира. Завдяки вжитим заходам водопостачання м. Житомира у 2017 році проводилось безперебійно.

Водопостачання міст Бердичева, Новоград-Волинського, Коростеня та Малина, які беруть воду з поверхневих джерел, проводилось безперебійно в необхідних об'ємах.

В цей період найбільша небезпека очікується на меліоративних системах. Так в області площа осушених торфовищ становить майже 10,0 тис. га, площа пожежонебезпечних ділянок осушених торфовищ – майже 4,7 тис. га. Для гасіння



можливого загорання осушених торфовищ, тому щорічно акумулюється майже 0,6 млн. м<sup>3</sup> води.

Протягом меженного періоду були скориговано та доведено до водокористувачів 141 режим роботи ставків і водосховищ на період відлову риби та ремонту гідротехнічних споруд.

#### **Література:**

1. Директива 2007/60/ЄС Європейського Парламенту та Ради від 23 жовтня 2007 р. про оцінку та управління ризиками затоплення.

**УДК 504.4**

## **ОСОБЛИВОСТІ ПІДБОРУ РОСЛИННОСТІ ДЛЯ ШТУЧНОЇ ВОДОЙМИ**

*С.І. Матковська<sup>1</sup>, О.В. Доукін<sup>3</sup>*

*<sup>1</sup> к.с.-г.н., доцент кафедри біоресурсів аквакультури та природничих наук  
Житомирський національний агроекологічний університет, бульвар Старий, 7, м.  
Житомир Житомир, 10008, Україна*

*<sup>2</sup> студент ОС «Магістр» факультету екології і права  
Житомирський національний агроекологічний університет, бульвар Старий, 7, м.  
Житомир Житомир, 10008, Україна*

У природі берега водойм зайняті типовими видовими рослинами. Це залежить від ступеня вологості берегової зони, різновиду ґрунту, світлового режиму. Папороті і злаки переважно в тінистій, багатій перегноем, легко зволоженої береговій зоні. Тут же висаджують рослини, які гарно цвітуть, для додання різноманітності і більшого декоративного ефекту. Залежно від розміру і зовнішнього вигляду рослин для оформлення країв використовують багаторічників в групах або одиночних посадках. Від виду ставка залежить і посадка в нім рослин.

Майже всі рослини водного саду можна садити в контейнери. Корзини і контейнери для водних рослин мають перевагу, оскільки в них можна швидко зробити посадку рослин і потім поставити в певне місце. Для того, щоб контейнери не було видно їх потрібно задекорувати (наприклад каменем або ін.) Для посадки водних рослин добре підійдуть будь-які пластмасові ящики з отворами. Щоб з них не випадав ґрунт, зсередини такі контейнери вистилають нетканим матеріалом (геотекстилем). Потім ємкості заповнюють спеціальним ґрунтом, що не розмивається, містить багато живильних речовин. Для цієї мети використовують жирну глину у поєднанні з перегноем (у пропорції 1:1). Обидва компоненти ретельно перемішують; консистенція суміші повинна бути приблизно як у густого тіста. У контейнери з таким ґрунтом можна висаджувати більшість водних культур.

Більшість водних рослин відмирають восени. На зиму листя рослин зрізають, залишаючи тільки прикореневу частину заввишки в декілька сантиметрів. На зиму корзини поміщають в найглибше місце водойми, або переносять в приміщення. Весною

рослини повертаються на своє місце. Будь-яка лілія влітку протягом короткого часу випускає листя на поверхню ставка. Іноді частина листя може відмирати, але при високій температурі води вони незабаром швидко відновлюється. Ретельний підбір видів і сортів водних і болотних рослин за висотою, формою та забарвленням робить місцевість особливо чудовою і радує нас з весни до осені .

Водні і болотні рослини надходять у продаж переважно в контейнерах, але ні в якому випадку не можна просто ставити контейнер у воду. Спершу слід обережно видалити торф і злегка прорихлити ґрунт. Зламані чи підгнивші листки і корені слід зрізати, щоб уникнути подальшого загнивання. Після цього потрібно одразу ж посадити рослину в ґрунт водойми. Решітчасті ємності викладають сіткою чи тканиною, перш ніж заповнювати їх ґрунтом. Шар промитого щебеню запобігає впливанню ґрунту і рослин. Якщо рослини висаджувати безпосередньо в ґрунт водойми, землю довкола нього потрібно також вкрити шаром щебеню.

Часто, після висадки рослин, здається, що водойма виглядає дещо голою. Проте не потрібно квапитися з висновками, варто згадати про надзвичайну швидкорослість водних і болотних рослин. Найпізніше через два роки окремі види будуть пригнічувати сусідні, і доведеться займатися проріджуванням.

До рослин, які утворюють особливо багато пагонів чи схильні до розростання, належать: аїр (*Acorus calamus*), хвощ болотяний (*Equisetum palustre*), водяна сосонка звичайна (*Hippuris vulgaris*), ірис водяний (*Iris pseudacorus*), ситник (*Juncus*), вербозілля лучне (*Lysimachia nummularia*), губастик (*Mimulus*), болотноцвітник щитолистий (*Nymphoides peltata*), гірчак земноводний (*Polygonum amphibius*), жовтець довголистий (*Ranunculus lingua*), стрілолист (*Sagittaria*), куга озерна (*Scirpus*), їжача голівка (*Sparganium*), вероніка струмкова (*Veronica beccabunga*).

Рослини краще одразу ж висаджувати або зберігати до садіння в тінистому і вологому місті. Водяні рослини підрозділяються на чотири категорії: оксигенатори, що плавають, глибоководні і прибережні. Іноді садові центри пропонують п'яту категорію рослин, названих вологолюбними чи болотними, однак вони ростуть у звичайному вологому ґрунті і тому не відносяться до щирих водяних рослин.

Оксигенатори, чи підводні рослини, - найбільш важливі для невеликих водойм, тому що придушують ріст водоростей. Навіть при відсутності місця для інших великих рослин, наприклад прибережних, вам просто необхідно посадити оксигенатори. Оптимальна глибина водойми для них 60-90 см, при більшій їм не вистачає світла. Свою назву ці рослини одержали, тому що накопичують кисень у світлий час доби, що поліпшує хімічний склад води.

Оксигенатори - м'які облистнені рослини з невеликими коренями. Їхні листи поглинають з води живильні речовини, настільки ж необхідні водоростям. У цій боротьбі оксигенатори звичайно беруть нагору. Вони також служать притулком малькам і іншим мешканцям водойм, укриваючи їх від дорослих риб. Для невеликої водойми з низьким рівнем води (корита, раковини) цілком достатньо однієї такої рослини, що швидко розростеться і буде мати потребу в обрізку. Для великої водойми чисельність рослин можна визначити, виходячи з площі водяної поверхні. Оксигенатори продаються у виді пучків не укорінених черешків. Звичайно рекомендується саджати по п'ятьох пучків на кожен квадратний метр водяної поверхні. У продажі зустрічається п'ять-шість видів оксигенаторів, тому краще придбати різні види рослин, а не один.

Плаваючі рослини. Як впливає з назви, до цієї групи відносяться рослини, що плавають на поверхні водойми. Вони не прикріплюються до дна, а їхні корені вільно висять на воді, витягаючи з її поверхневого шару необхідні живильні речовини. Ці рослини також стримують ріст водоростей, конкуруючи з ними за розчинені мінеральні солі і світло. Рослини, що плавають, швидко розростаються, і їх варто виловлювати сачком, щоб вони цілком не закрили водяну поверхню. Ейхорнія товсточерешкова, чи "водяний гіацинт" Найбільш ефектною вважається ряска, що рушає в ріст ранньої навесні ще до появи на поверхні водойми листів. Прибережні рослини. Ці рослини ростуть уздовж берегів водойми від зони прибережного мулу і до глибини 23 см. Їхнє основне призначення - декоративне. У природних умовах багато хто з них сильно розростаються, однак у невеликих водоймах їхній розмір можна контролювати, посадивши в спеціальні кошики з плоским дном. Вологолюбні рослини. Вони ростуть у вологих ґрунтах, але не переносять перезволоження коренів протягом тривалого часу. Вони, не являються водяними рослинами, але служать чарівним живим обрамленням водойм - примули, хости, астильби й ін. Вологолюбні рослини, такі як кизил і верба, звичайно висаджують навколо водойм-куточків дикої природи, де вони надають притулки живим істотам. Узимку оголюються їхні яскраві стебла. Навесні рослини варто обрізати до 10 см над рівнем ґрунту. Це стимулює їхню куцистість і більш яскраве фарбування стебел наступної зими. Після обрізки потрібно спушити ґрунт навколо рослини вилами і внести органічну мульчу для підвищення вологотримких властивостей ґрунту.

Нажаль багато любителів при влаштуванні своєї водойми незначну увагу приділяють зануреним рослинам, а це може призвести до сильного розростання водоростей і загибелі риб. Біологічно здорова водойма не може існувати без підводних рослин. Вони живуть повністю занурені у воду, і тільки інколи над її поверхнею з'являються їхні квіти. Шляхом вегетативного розмноження окремі частини рослин (наприклад, елодеї чи роголисника) можуть стати центром утворення нових заростей.

Ниткоподібні корені нерідко слугують лише для закріплення. Живлення відбувається шляхом поглинання поживних речовин з води всією поверхнею листків і стебел. Занурені рослини, що сильно розростаються і укорінюються в ґрунті можна обмежити шляхом проріджування.

Деякі підводні рослини утворюють зимуючі бруньки, які восени відділяються від рослин, падають в ґрунт, де зимують, і навесні з них розвиваються нові рослини. Занурені рослини можна легко висадити, достатньо взяти пагін, прив'язати його до каменя і кинути у воду. Рослина швидко пустить корені і закріпиться.

Рослини боліт не менш вишукані, ніж німфеї в повному розквіті. Але, нажаль, більшість з них вже знаходиться під охороною, збирати їх суворо заборонено, тому доводиться купувати їх в спеціалізованих магазинах .

Висновки: проріджуючи прибережну рослинність, можна одержати кілька екземплярів без шкоди для заростей. Якщо берегова зона межує з водоймою, то вона буде мати достатньо вологи для росту та розвитку. Тільки в тривалі посушливі періоди, коли рівень води значно знижується необхідне додаткове зволоження.

#### Література

1. Білоус В.І. Садово-паркове мистецтво. – К.: Науковий світ, 2001. – 300 с.
2. Гузенко Т.Г., Ганжа М.Т., Котова Ю.И., Шарапова Э.П. Декоративное садоводство и садово-парковое строительство. – К.: Будівельник, 1985. – 182 с.

3. Жирнов А.Д., Мельничук Я.В. Будівництво і експлуатація садово-паркових об'єктів. – Л. 1999. – 41 с.
4. Закон України “Про охорону праці” від 21.11.2002 р.
5. Лаптев А.А., Глазечев Б.А., Маяк А.С. Справочник работника зеленого строительства. – К.: Будівельник, 1989. – 152 с.
6. Рубцов Л.И. Проектирование садов и парков. М.: Стройиздат, 1973.
7. Теодоронский В.С. Садово-парковое строительство. М.: Издательство Московского государственного университета леса, 1999. – 90 с.
8. Хессайон Д.Г. Все об альпинарии и водоеме в саду. М.: Издательство Кладезь-Букс, 2003. – 128с.
9. Питер Робинсон Садовые водоемы за несколько дней. М.: Издательство Кладезь-Букс, 2004. – 159 с.
10. Диск «Ландшафтное проектирование» ЗАТ «Студія Компас» 2005.
11. Диск «Ландшафтная архитектура» ООО «СофтКомпас» 2004.

УДК 594.3(262.54)

## ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ ИЗМЕНЕНИЙ В ФАУНЕ МОЛЛЮСКОВ СЕВЕРНОЙ ЧАСТИ АЗОВСКОГО МОРЯ

*И.А. Халиман*

*Мелитопольский государственный педагогический университет имени Богдана  
Хмельницкого, ул. Гетьманская, 20, г. Мелитополь, 72312, Украина*

Моллюски Азовского моря давно служат объектом изучения в рамках исследований по фауне Черного и Азовского морей [1, 2]. После монографических работ Милашевича (1916) и Воробьева (1949) сведения по видовому составу моллюсков данного региона были существенно обновлены и дополнены в “Определителе фауны Черного и Азовского морей” (Голиков, Старобогатов, 1972) [3, 4].

Сравнительно недавно в северо-западной части Азовского моря найден целый ряд новых для этой акватории видов моллюсков, распространение которых ограничивалось смежными районами Черного моря или Керченским проливом [5, 6]. На этом основании показано, что понтизация Азовского моря, т.е. процесс дополнения его фауны видами, обитающими в Черном море, продолжается и, вероятно, со временем черноморских видов здесь будет отмечено еще больше [5]. Наряду с этим продолжается процесс вселения в Азовское море видов из удаленных морских бассейнов, поэтому регулярный мониторинг также необходим [5, 6]. Наиболее перспективным в плане понтизации является Утлюкский лиман, откуда происходит большинство новых находок нового времени [6].

Согласно нашим данным, тип Mollusca в Утлюкском лимане ныне представлен 63 видами, из которых 43 вида принадлежат классу Gastropoda, 20 видов – классу Bivalvia. С морской стороны косы Федотовой и косы Бирючий Остров отмечено 72 вида, среди них 49 видов брюхоногих и 23 вида двустворчатых моллюсков. По разнообразию видов в Утлюкском лимане преобладают брюхоногие моллюски, хотя по числу семейств их почти столько же, сколько двустворок (13 и 12 соответственно). Характерно, что более

половины семейств двустворчатых моллюсков представлены здесь одним видом. Семейство Trochidae Rafinesque 1815 представлено в исследованном регионе одним видом *Gibbula (Steromphala) divaricata* (Linnaeus 1758), который является типичным обитателем твердых субстратов прибрежной зоны. Данный вид в северной части Азовского моря отмечен сравнительно недавно и пока известен только из нескольких местонахождений возле косы Бирючий Остров.

Утлюкский лиман – лиман открытого типа, в большей части его водного тела сохраняется стабильная соленость – 12.5-14.9‰. Благодаря хорошему водообмену с морем в лимане господствует морской режим и имеется широкий приток придонных вод вместе с планктонными организмами, в том числе плавающими личинками беспозвоночных. Наши наблюдения показывают, что вселение новых видов в Утлюкский лиман происходит с некоторым запозданием – после их проникновения и “закрепления” в открытой части моря.

Например, раковины *Anadara inaequalis* в 2005г. уже массово встречались с морской стороны косы Бирючий Остров, но лишь через несколько лет стали попадаться в лимане [5]. Очевидно, сравнительно плотно заселенный азово-черноморскими видами Утлюкский лиман становится доступным для адвентивных видов после их натурализации в открытой части моря. На примере вселения *Mya arenaria* и *Anadara inaequalis*, можно показать, что существует не прямой (эстафетный) процесс понтизации – понтизация эстафетного типа. Особенность данного обогащения фауны Азовского моря состоит в его “эстафетности”, т.е. проникновении чужеродного вида сначала в Черное море, а затем и в Азовское.

Известно, что для малакофауны Азовского моря и его лиманов соленость является главным фактором, который определяет состав видов, “отбираемых” из черноморской фауны, а также из понто-каспийских реликтов и пресноводной фауны. В Утлюкском лимане почти исключительно представлены эвригалитные виды средиземноморского происхождения за вычетом видов-вселенцев из дальних морских бассейнов – *Mya arenaria* и *Anadara inaequalis*. Их обитание в бассейне Азовского моря является примером эстафетной понтизации – вселения черноморского вида, который, в свою очередь, является вселенцем для фауны Черного моря.

Наибольшее число видов моллюсков в Утлюкском лимане обитает в приустьевой части восточного и западного берегов лимана. По мере удаления от устья к зоне влияния пресных вод, число видов плавно сокращается. В северном районе лимана отмечено всего 11 наиболее эвригалитных морских видов и несколько представителей понто-каспийского зоогеографического комплекса (*Dreissena polymorpha* и виды рода *Theodoxus*). Их распространение ограничено участком лимана, который в той или иной мере опресняется речными водами.

С экологической точки зрения, сообщества Утлюкского лимана характеризуются преобладанием фитофильных и плотоядных моллюсков, тогда как в прибрежье открытой части Азовского моря преобладают моллюски-фильтраторы.

Природные и антропогенные процессы трансформации экосистемы Азовского моря в целом требуют ведения тщательного и регулярного мониторинга фаунистического состава и структуры бентосных сообществ, в том числе в ключевых районах региона, каковыми являются Утлюкский и Молочный лиманы

## Литература

1. Анистратенко В.В., Халиман И.А., Анистратенко О.Ю., 2011. Моллюски Азовского моря. Киев: Наукова думка. 173 с.
2. Анистратенко О.Ю., Литвиненко Д.П., Анистратенко В.В., 2000. Новые данные о фауне брюхоногих моллюсков Молочного лимана и прилегающей части Азовского моря // Экология моря. Вып. 50. С. 45-48.
3. Воробьев В.П., 1949. Бентос Азовского моря // Труды Азовско-Черноморского НИИ морского рыбного хозяйства и океанографии. Вып. 13. С. 1-193.
4. Голиков А.Н., Старобогатов Я.И., 1972. Класс брюхоногие моллюски – Gastropoda Cuvier, 1797 // Определитель фауны Черного и Азовского морей. Киев: Наукова думка. Т. 3. С. 65-166.
5. Анистратенко В.В., Халиман И.А., 2006. Двустворчатый моллюск *Anadara inaequalis* (Bivalvia: Arcidae) в северной части Азовского моря: завершение колонизации Азово-Черноморского бассейна // Вестник зоологии. Т. 40. № 6. С. 505-511.
6. Анистратенко В.В., Анистратенко О.Ю., Халиман И.А., 2007. Состав фауны моллюсков Азовского моря как функция его соленостного режима // Доповіді НАН України. № 4. С. 161-166.152

УДК 594.1(591.044:581.036)

### АДАПТИВНІ МОЖЛИВОСТІ ОРГАНІЗМУ МОЛЮСКІВ РОДИНИ *UNIONIDAE* ПРИ ПІДВИЩЕННІ ТЕМПЕРАТУРИ ВОДНОГО СЕРЕДОВИЩА

*Ю.М. Красюк, М.В. Мірошніченко*

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

*Адаптація гідробіонтів до впливу зміни клімату, зокрема, підвищення температури водного середовища, відбувається за рахунок підключення певних метаболічних процесів організму. Динаміка цих процесів визначає рівень температурної резистентності, що може бути визначальним у розповсюдженні систематично та екологічно близьких видів водяних тварин у водоймах.*

*Мета дослідження – виявлення адаптаційних реакцій двостулкових моллюсків *Unio tumidus* (Philipsson, 1788) і *Unio pictorum* (Philipsson, 1788) до підвищення температури води. Було вивчено інтенсивність перебігу метаболічних процесів в організмі двостулкових моллюсків *U. tumidus* та *U. pictorum*, яких утримували у лотках при підвищенні температури середовища.*

На початок експерименту температура води у контролі та досліді становила 25° С. В зябровій тканині моллюсків родини Unionidae визначали активність Na, K-активуючої Mg-залежної АТФ-ази за приростом неорганічного фосфору в середовищі інкубації за методом М.Н. Кондрашової та ін. [1], лактатдегідрогенази [2] та вміст енергетичних субстратів: загального білку за методом Лоурі і глікогену [3]. Отриманий цифровий матеріал оброблений статистично із застосуванням t-критерію Стьюдента за допомогою програми Statistica v. 6. [4].

Досліджено, що при підвищенні температури води з 25° до 28°C (6-а доба) вміст загального глікогену і білку у зябровій тканині обох видів молюсків був на рівні контролю (25°C). В активності ЛДГ-ази у зябрах молюсків обох видів, також, не було виявлено відмінностей від контрольних значень. При цьому слід зазначити, що активність  $K^+$ ,  $Na^+$ -АТФ-ази в тканинах зябер *U. tumidus* і *U. pictorum* була на 12% і 14% вище контролю. Це може свідчити про зростання інтенсивності проходження транспортних процесів крізь мембрани клітин зябрового апарату і більш активний обмін речовин в організмі молюсків при підвищенні температури середовища.

Слід зазначити, що зростання температури води до 30°C (на 9-у добу) призвело до зниження рівня глікогену у зябрах *U. tumidus* на 17%, а у *U. pictorum* на 18% порівняно з контрольною групою піддослідних. При цьому, рівень загального білку залишався на рівні контролю. Результати показали, що активність ЛДГ-ази у зябрах *U. tumidus* і *U. pictorum* порівняно до контролю зросла на 22% і 25%, відповідно. Очевидно, зростання активності ЛДГ-ази може свідчити про налаштування організму молюсків для пристосування до цих умов існування. Так, відомо, що більшість пойкилотермних гідробіонтів пристосовані до певного діапазону мешкання, а відхилення параметрів середовища від оптимальних значень веде до розвитку стресової реакції і активації низки захисних механізмів [5]. При цьому у багатьох водяних тварин розвинені такі поведінкові реакції, які дозволяють тваринам переміщатися і вибирати ту або іншу оптимальну температурну зону. У разі неможливості уникнення критичних температур, у гідробіонтів активуються метаболічні процеси, спрямовані на адаптацію до наслідків зміни температури середовища. Провідна роль в адаптивних процесах відведена лактатдегідрогеназі. Зростання її активності є свідченням переходу метаболізму з аеробного на анаеробний процес, який є компенсаторним механізмом отримання енергії в несприятливих умовах [6].

Також, слід відмітити, що підтримання внутрішніх енергетичних ресурсів організму при анаеробному способі життя супроводжується зниженням швидкості загального метаболізму. Певним підтвердженням наших досліджень є зниження активності  $K^+$ ,  $Na^+$ -АТФ-ази в зябрах молюсків *U. tumidus* і *U. pictorum* на 20%, а у *U. pictorum* на 26% порівняно з контрольною групою молюсків.

Подальше утримання молюсків при 30°C (з 9-ї по 13-у добу експозиції) призвело до продовження падіння глікогену у зябрах *U. tumidus* і *U. pictorum* на 25 та 34% відповідно. Очевидно, тривалий вплив підвищеної температури води викликав у зябрах молюсків активацію енергоємних процесів, на забезпечення яких був використаний глікоген. Також, досліджено, що у зябровій тканині обох видів молюсків рівень загального білку дещо змінювався, а саме: відмічено зниження на 13 і 20% порівняно з контрольною групою молюсків. Це, вірогідно, свідчить про мобілізацію білкових ресурсів і зростання енерговитрат організмом, спрямованих на пристосування до впливу підвищеної температури водного середовища. Також, впродовж дії температури 30°C у зябрах *U. tumidus* і *U. pictorum* спостерігалась висока активність ферменту ЛДГ-ази і була, відповідно, на 18% та 34% вища від контролю. За даних умов активність  $K^+$ ,  $Na^+$ -АТФ-ази у зябровій тканині молюсків знижувалась на 15 та 32%, відповідно. Слід відмітити, що активність  $K^+$ ,  $Na^+$ -АТФ-ази в тканинах молюсків залежить від впливу величини температурного чинника водного середовища, що в певній мірі пояснюється вагомою участю цього ферменту в регулюванні іонного обміну в організмі, і впершу чергу, у

зябровій тканині молюсків. Очевидно, тривала дія підвищеної температури (30° С) викликала зміни регуляторних процесів в організмі, що супроводжувалось зниженням активності  $K^+$ ,  $Na^+$ -АТФ-ази в зябрах дослідних молюсків.

Досліджено, що при зниженні температури середовища до 25°С (16-а доба) у зябровій тканині *U. tumidus* і *U. pictorum* суттєвого відхилення від контрольних значень вмісту загального глікогену не спостерігалось. При цьому вміст загального білку у зябрах молюсків залишався нижче контролю відповідно на 16 і 14%. Слід зазначити, що в кінці експозиції при зниженні температури води до 25,5° С активність ферментів ЛДГ-ази і  $K^+$  та  $Na^+$ -АТФ-ази у зябрах обох видів молюсків була в межах контролю.

Підсумовуючи наші результати досліджень, можемо зробити висновок, що адаптація двостулкових молюсків *U. tumidus* і *U. pictorum* до підвищення температури водного середовища відбувається за рахунок мобілізації ферментативних систем і використання енергетичних субстратів організму.

В цілому, організм обох видів молюсків проявив здібність регулювати на молекулярному рівні внутрішні енергетичні ресурси, адаптувавшись до даних умов середовища. Зокрема, можливо, завдяки переходу організму (при дії високої температури 30°С) на анаеробний спосіб життя, було досягнуто збереження тканинного гомеостазу, що і спостерігалось при зниженні температури води до 25°С (16-а доба експозиції).

1. Кондрашова М.Н. Метод определения неорганического фосфора по спектрам поглощения в ультрафиолете / М.Н. Кондрашова, М.Н. Лесогорова, С.Э. Шноль // Биохимия. – 1965. – Т. 30, вып. 3. – С. 567–572.

2. Методы биохимических исследований (липидный и энергетический обмен). – Л.: ЛГУ. – 1982. – 272 с.

3. Практикум по биохимии / Под редакцией С.Е. Северина, Г.А. Соловьевой – М.: МГУ, 1989. – 510 с.

4. Урбах В.Ю. Статистический анализ в биологических и медицинских исследованиях / В.Ю. Урбах. – М.: Изд-во “Медицина”, 1975. – 295 с.

5. Demers A. Acclimatization to intertidal conditions modifies the physiological response to prolonged air exposure in *Mytilus edulis* / A. Demers, H. Guderley // Marine biology. – 1994. – Vol. 118. – P. 115–122.

6. De Zwaan A. Anaerobic energy metabolism in bivalve mollusks // Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev. – 1977. – Vol. 15. – P. 103–187.



## ВИКОРИСТАННЯ ІОНІТІВ У ПРОЦЕСАХ ВОДОПІДГОТОВКИ І ОЧИЩЕННЯ СТИЧНИХ ВОД

*Н.М. Кураченко, В.І. Дорохов*

*Житомирський національний агроекологічний університет, бульвар старий,  
7, м. Житомир, 10008, Україна*

Проблема чистої води стає все більш гострою проблемою сучасності. Вода не тільки потрібна людині для забезпечення її життя, але без неї не обійтися в жодній галузі промисловості.

Людство відчуває потребу, коли величезні водойми морів і океанів використовуються лише в дуже обмеженій мірі. Всім відомо, що не всяка вода придатна до вживання. Природна вода завжди містить домішки, в ній розчинені різні солі. Вода, яка містить солі кальцію і магнію називається твердою.

В даний час доведено, що найбільш ефективними методами очищення води є методи пов'язані з використанням іонітів [1,2].

**Іонітами** називають тверді нерозчинні природні або штучні речовини та матеріали, які здатні до обміну йонами в розчинах електролітів. Йонний обмін є оборотним процесом, який протікає між двома речовинами, одна з яких, як правило, тверда, а друга знаходиться в розчині. Йонний обмін – гетерогенний процес.

Іоніти складаються з каркаса-матриці, яка несе заряд (фіксовані йони), і протилежно заряджених рухомих йонів (протийонів), що компенсують цей заряд. (рис. 1).

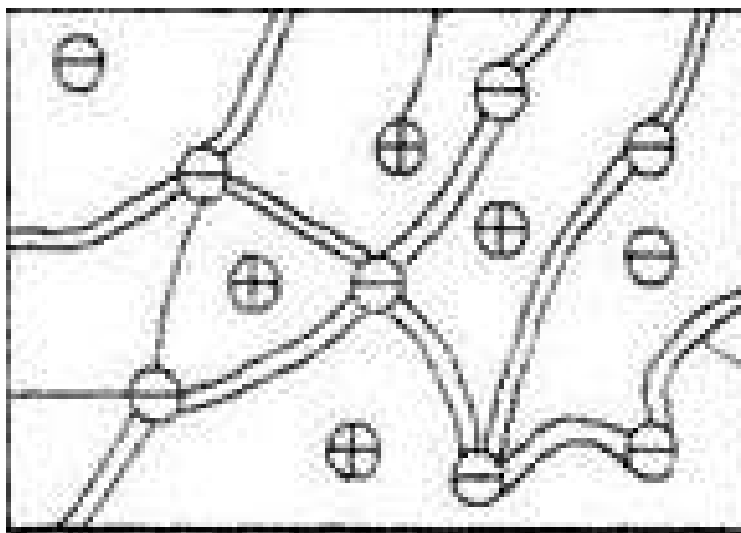


Рис.1 Схематичне зображення структури іоніту

В залежності від природи матриці розрізняють неорганічні і органічні іоніти, які складають наступні групи:

- природні іоніти: до них належать деякі лужні алюмосилікати, феросилікати чи хромосилікати. Найбільш важливими представниками цієї групи іонітів є цеоліти, загальна формула яких  $M_{2/n} \cdot Al_2O_3 \cdot xSiO_2 \cdot yH_2O$  ( $n$  – ступінь окиснення атома лужного

чи лужно-земельного металу М). До них відносяться мінерали: анальцин  $\text{Na}[\text{Si}_2\text{AlO}_6]\cdot\text{H}_2\text{O}$ ; шабазит  $(\text{Ca}, \text{Na}_2)[\text{Si}_2\text{AlO}_6]_2\cdot 6\text{H}_2\text{O}$ ; гармотом  $(\text{K}_2, \text{Ba})[\text{Al}_2\text{Si}_5\text{O}_{14}]\cdot 5\text{H}_2\text{O}$ ; гейландит  $\text{Ca}[\text{Si}_3\text{AlO}_8]_2\cdot 5\text{H}_2\text{O}$ ; натроліт  $\text{Na}_2[\text{Si}_3\text{Al}_2\text{O}_{10}]\cdot 2\text{H}_2\text{O}$ . Дуже поширений природний йонообмінник – глауконіт  $(\text{K}, \text{Na})_2\text{O}\cdot(\text{Al}, \text{Fe})_2\text{O}_3\cdot n\text{SiO}_2$ . Деякі алюмосилікати (монтморилоніт  $\text{Al}_2[\text{Si}_4\text{O}_{10}(\text{OH})_2] n\text{H}_2\text{O}$ , бейделіт  $\text{Al}_2[(\text{OH})_2\text{AlSi}_3\text{O}_9\text{OH}] \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ ) мають рихлу пошарову структуру. Вони утворюють дрібнодисперсну частину ґрунту – глини. Природні йонообмінники треба добре прожарювати, збільшити їх іонообмінну силу – ємність поглинання [3].

- штучні іоніти, отримані хімічною обробкою природних продуктів: вугілля, целюлози, лігніну; пермутити – це мінерал добутий прожарюванням суміші каоліну або нефеліну з содою. Деякі сорти кам'яного вугілля, м'яке і тверде буре вугілля володіють властивостями слабокислих іонітів і можуть застосовуватися навіть без спеціальної обробки. Тут функціональними групами є, головним чином, рухомі карбоксильні групи гумінових складових. Гелеподібне буре вугілля, жирне кам'яне і блискуче буре вугілля, після обробки їх розчинами натрій гідроксиду і хлоридної кислоти, володіють гарними катіонообмінними властивостями, які також мають рухомі карбоксильні групи. Сульфування бурого, кам'яного вугілля й антрацитів концентрованою сульфатною кислотою дозволяє вводити у вугілля рухомі сульфогрупи, а також карбоксильні групи, які отримуються в результаті окиснення. Сульфування сприяє проходженню реакцій поліконденсації і перетворює вугілля в гель. Завдяки цьому іоніти на основі сульфованого вугілля наближуються за своїми властивостями до синтетичних органічних іонітів. Але, у порівнянні з останніми, сульфоване вугілля володіє менш визначеними властивостями, неоднорідним складом, а також меншою хімічною стійкістю, особливо до дії лугів. Сульфоване вугілля широко використовують для очистки води [3].

- синтетичні іонообмінні полімери - ця група є найбільш важливою. Їх отримують шляхом полімеризації або поліконденсації мономерів. Найбільш зручними в роботі виявились іоніти, що отримані на основі співполімеризації стиролу та дивінілбензену [3].

Історія використання іонітів відноситься до минулого століття, коли в 1850 р. англієць Д.Т.Уей виявив у деяких твердих речовин здатність обмінювати йони.

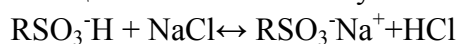
В 1995р. співвітчизники Уейя Адамс і Холмс виявили, що синтетичні полімери за наявності в структурі функціональних груп певної будови мають іонообмінні властивості. Великий вклад в розвиток досліджень синтетичних іонітів внесли такі дослідники, як В.А. Чернов, К.К. Гедройц, А.Д. Зелінський, М.С.Цвет, М.М. Дубінін та інші.

Суть йонного обміну зводиться до обміну протийона, який перейшов в розчин, з яким контактує іоніт, на однойменно заряджені йони, які знаходяться в розчині.

В залежності від того, які йони електролітів поглинаються із розчинів, розрізняють три основні групи іонітів: катіоніти, аніоніти, амфотерні аніоніти( поліамфоліти).

**Катіоніти** – це полімери, які здатні поглинати з розчинів електролітів позитивно зосереджені йони(катіони) і обмінювати їх в еквімолекулярних кількостях на інші позитивні йони. Катіони – полімерні кислоти.

Реакція катіонного обміну може бути представлена такою схемою:

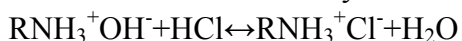


де R- полімерний каркас, група  $\text{SO}_3^-$  - фіксований йон.

**Аніоніти** – це полімери, які здатні поглинати із розчинів негативно заряджені йони (аніони) і обмінювати їх на інші аніони.

Аніоніти – це полімерні основи.

Реакція аніонного обміну може бути представлена такою схемою:



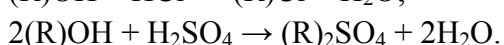
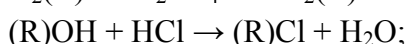
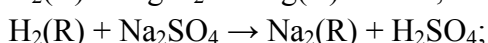
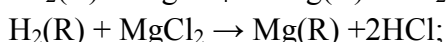
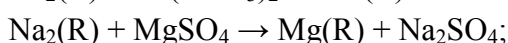
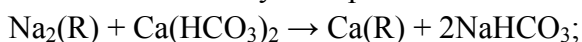
Амфотерні іоніти (поліамфоліти) у складі молекули містять як кислотні, так і основні групи і в залежності від умов можуть проявляти себе або як катіоніти або як аніоніти.

Процес пом'якшення води полягає в більш-менш повному видаленні з неї йонів кальцію і магнію.

Для очищення воду пропускають через шар катіоніта в Na – формі, який знаходиться в спеціальній колоні з дренажним пристроєм. Після виявлення солей у воді, яка виходить з колонки, потік води, що підлягає очистці, перемикають на другу колонку. Катіоніт, через який пройшов потік, ставлять на регенерацію, пропускаючи через нього розчин кухонної солі.

Крім видалення солей кальцію та магнію, важливою задачею є часткове або повне знесолення води. Для цього воду спочатку пропускають через Н-катіоніт, який обмінює іони Гідрогену на іони Кальцію і Магнію, а потім кислий розчин фільтрують через ОН-аніоніт, який обмінює  $\text{OH}^-$  на аніони. Кількість йонів, яку може поглинути йонообмінник, коливається від 0,3 до 3% маси йонообмінника. Обмінна здатність зменшується при збільшенні розміру його зерна, зниженні температури і збільшенні твердості води. Тому йонообмінну очистку завжди комбінують з хімічною. Спочатку хімічним способом зменшують твердість води, а потім проводять так звану «тонку очистку» за допомогою йонообмінників. Цим методом можна знизити вміст йонів Кальцію і Магнію до 0,035 – 0,07 мг-екв/л.

Реакції йонообміну в твердій воді схематично можна виразити такими рівняннями:



де R – залишок йоніту.

Реакції йонообміну оборотні, між розчином і йонітом встановлюється рухома сорбційно-йонна рівновага.

Регенерація Na-катіонітів здійснюється за допомогою насичених розчинів кухонної солі, а Н-катіонітів – за допомогою розчинів мінеральних кислот. Аніоніти регенерують розчинами лугів або карбонатів [1, 2, 3].

Іоніти відіграють і будуть відігравати важливу роль в процесі опріснення морської води. Ця задача особливо важлива для моряків. Адже чим більший запас води на кораблі, тим довше він може знаходитись в плаванні, не заходячи в порти. Іоніти успішно використовуються для здійснення водопідготовки і очистки стічних вод промислових підприємств від фенолу, миш'яку, ціаністих речовин тощо.

Література:

1. Семенюк В.Д., Евстратов В.Н., Киевский Н.И., Пазюра В.С., Копейка В.И. Водоподготовка промышленных предприятий. – К.: Техніка, 1980.–119 с.

2. Запольський А. К. Водопостачання, водовідведення та якість води. – К.: Вища шк., 2005. – 671 с.

3. Іонний обмін та іонообмінна хроматографія / В. О. Мінаєва. – Черкаси: Вид. від. ЧНУ імені Богдана Хмельницького, 2013. – 128 с.

УДК [582.263:577.112] : 58.035.2

## ВМІСТ БІЛКІВ У КЛІТИНАХ ЗЕЛЕНИХ МІКРОВОДОРОСТЕЙ ЗАЛЕЖНО ВІД УМОВ ОСВІТЛЕННЯ КУЛЬТУР

*Т.О. Мусій, Н.І. Кірпенко, О.М. Усенко, З.Н. Горбунова*

*Інститут гідробіології НАН України, пр. Героїв Сталінграду, 12, Київ, 01254,  
Україна*

Вміст білків, як відомо, є лабільним показником, який залежить як від виду водоростей, так і від зовнішніх впливів [7]. Високий рівень накопичення білкових сполук спостерігається у сприятливих умовах, що забезпечують інтенсивний фотосинтез та активний поділ клітин, зокрема, при оптимальному світловому режимі. Спрямованість біосинтетичних процесів визначають інтенсивність, спектральний склад світла, тривалість фотоперіоду у добовому циклі [5, 8]. Встановлення оптимумів цих параметрів і реакції водоростей на їхні зміни належить до актуальних завдань фундаментальної та прикладної альгології.

Оптимальний рівень освітлення для різних водоростей коливається у широких межах – від 3–5 до 24–30 клк [Шубернецький, Борщ, 1983]. В основному водорості віддають перевагу більш помірній освітленості. В екстенсивних умовах культивування погіршення фізіологічного стану водоростей може спостерігатись при підвищенні освітленості з 2 до 10 клк [4]. Навіть в інтенсивних умовах культивування максимальна освітленість, наприклад, для хлорели, не повинна перевищувати 30 тис. лк [1].

Зміни абіотичних чинників можуть суттєво позначатись і на біохімічному складі клітин водоростей [2]. В зв'язку з цим, метою дослідження був аналіз динаміки накопичення білків у клітинах зелених водоростей в різних умовах освітлення культур.

*Об'єкти і методи дослідження.* Культури зелених мікроводоростей *Monoraphidium contortum* (Thur.) Kom.-Legn. IBASU-A 364, *Selenastrum gracile* Reinsch. IBASU-317 (родина Selenastraceae) та *Acutodesmus dimorphus* (Turpin) P. Tsarenko HPDP-108 (родина Scenedesmaceae) вирощували в екстенсивних умовах. Для порівняння обрано два рівня освітленості – 2,5 клк, помірний рівень, при якому здебільшого ростуть водорості в екстенсивних умовах у більшості фікологічних колекцій, та 25 клк – рівень, близький до максимально допустимого. Проведено дві серії дослідів: з постійним рівнем освітлення протягом всього терміну вирощування культур, – 2,5 клк або 25 клк, та з короточасним підвищенням цього рівня. У альгобіотехнології різке короточасне коливання зовнішніх чинників використовують як стрес для цілеспрямованого впливу на окремі біохімічні показники водоростей. В наших дослідах культури, вирощені при 2,5 клк, протягом однієї

добу піддавали впливу високого рівня освітленості 25 клк. Кількість білків визначали методом Лоурі у клітинах водоростей, відділених від культурального середовища [3].

*Одержані результати.* На прикладі зеленої водорості *Monoraphidium contortum* видно, що динаміка змін кількості білків у процесі вирощування культури відповідала загальновідомій закономірності: вміст цих сполук зменшувався у міру затухання ростових процесів і переходу на стаціонарну стадію (рис. 1А). Проте при більш інтенсивному освітленні кількість білків у клітинах була вищою, а фаза інтенсивного росту – довшою, що може бути ознакою більш високого оптимуму інтенсивності освітлення для цього виду.

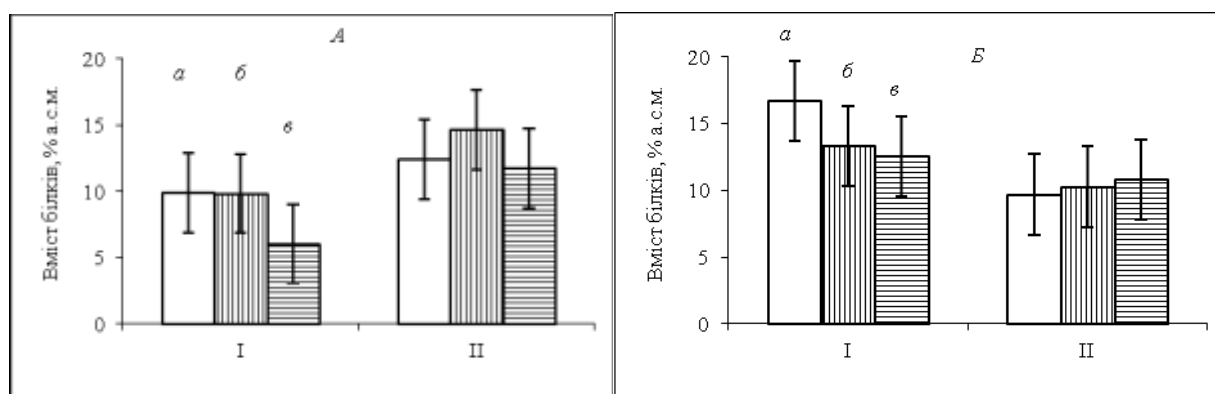


Рис. 1. Вміст білків (% від абсолютно сухої маси) в процесі вирощування культури *Monoraphidium contortum* (а – 14 діб; б – 21 доба; в – 28 діб) в різних світлових умовах: А – стабільні світлові умови: I – 2,5 клк; II – 25 клк; Б – коливання світлових умов: I – вирощування при 2,5 клк; II – експозиція 1 добу при 25 клк

Водночас стресовий короткочасний вплив світла високої інтенсивності виявився для *M. contortum* несприятливим – на різних стадіях росту культури вміст білків у клітинах під впливом яскравого світла суттєво знижувався, що, очевидно, свідчить про низький адаптаційний потенціал виду (рис. 1Б). Подібна динаміка накопичення білків у відповідь на стресовий вплив спостерігалась і у іншого представника цієї родини – *Selenastrum gracile*, відмінності стосувались лише абсолютних значень та амплітуди їхніх коливань (рис. 2А).

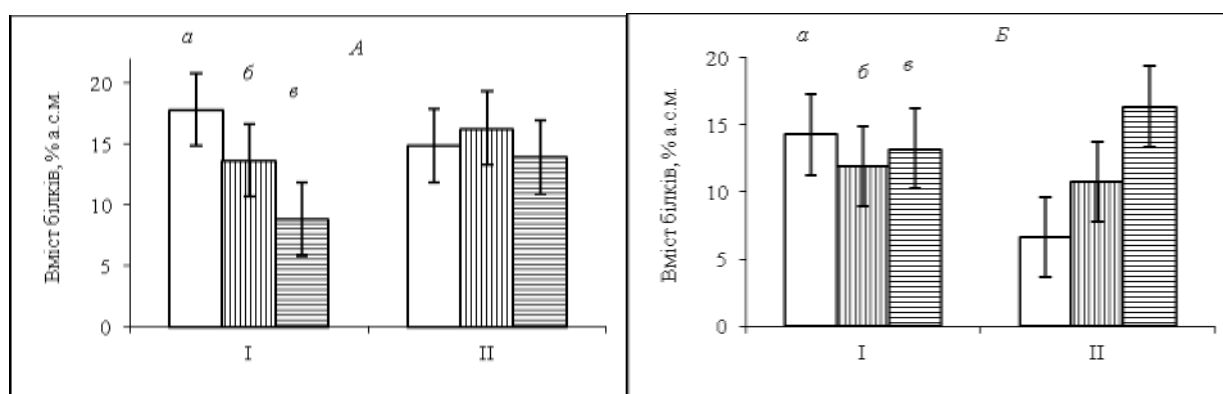


Рис. 2. Вміст білків (% від абсолютно сухої маси) в процесі вирощування культур зелених водоростей (а – 14 діб; б – 21 доба; в – 28 діб) в змінних світлових умовах: I – вирощування при 2,5 клк; II – експозиція 1 добу при 25 клк  
А – *Selenastrum gracile*; Б – *Acutodesmus dimorphus*

Проте для *Acutodesmus dimorphus* істотне зниження кількості білків фіксувалося лише на початку фази інтенсивного росту, тоді як надалі негативний ефект поступово зменшувався і на 28-у добу намітилась навіть тенденція до зростання кількості білкових сполук порівняно з показниками, одержаними при нижчій освітленості (рис. 2Б). На нашу думку, це свідчить про підвищення адаптаційного потенціалу культури на більш пізніх стадіях зростання і більш високу стійкість цього виду до коливань такого абіотичного чинника, як освітленість. Загалом динаміка вісту білків, на наш погляд, характеризує підвищення ростового потенціалу водоростей при збільшенні інтенсивності освітлення.

*Висновки.* 1. Експерименти підтверджують видоспецифічні особливості водоростей як щодо інтенсивності накопичення білків у клітинах, так і щодо реакції різних видів на зміни режиму освітлення. 2. Динаміка накопичення білків у клітинах досліджених видів водоростей свідчить про підвищення ростового потенціалу культур у відповідь на збільшення інтенсивності освітлення, але коливання цього чинника не повинні відзначатись великою амплітудою.

#### Література.

1. *Дворецкий Д.С.* Технология получения липидов из микроводорослей. [Электронный ресурс]: монография / Д. С. Дворецкий, С. И. Дворецкий, М. С. Темнов [и др.]. – Тамбов : Изд-во ФГБОУ ВПО «ТГТУ», 2015. – 99 с.
2. *Кирпенко Н.И.* Изменчивость биохимического состава водорослей (обзор) / Н.И. Кирпенко, О.М. Усенко, Т.О. Мусий // Гидробиол. журн. – 2014. – 50, № 5. – С. 54–71.
3. *Кирпенко Н.И.* Содержание белков, углеводов и липидов в биомассе зеленых водорослей при разной температуре выращивания / Н.И. Кирпенко, О.М. Усенко, Т.О. Мусий // Гидробиол. журн – 2015. – 51, № 5. – С. 105–111.
4. *Курейшевич А.В., Козицкая В.Н.* Влияние светового и температурного режимов на содержание хлорофилла *a* в биомассе микроводорослей // Альгология. – 1992. – 2, №3. – С. 37–43.
5. *Мельников С.С.* Вплив чергування світлових і темнових періодів на продуктивність *Spirulina (Arthrospira) platensis* (Nordst.) Geitler (Cyanophyta) / С.С. Мельников, Т.В. Самович, О.Е. Мананкіна, О.А. Будакова // Альгология. – 2012. – 22, № 2. – С. 121–130.
6. *Шубернецкий И.В., Борщ З.Т.* Культивирование хлореллы в различных температурных и световых условиях // Биологические основы культивирования водных организмов. – Кишинев: Штиинца, 1983. – С. 26–35.
7. *Becker E.W.* Micro-algae as a source of protein // Biotechnol. Advances. – 2007. – Vol. 25. – P. 207–210.
8. *Borgen K.* Evaluation of physicochemical properties of modified algae protein adhesives // A thesis submitted in partial fulfillment of the requirements for the degree. – Kansas state university. – Manhattan, Kansas, 2012. – 46 p.

## МІКРОФІТОБЕНТОС ЛОТИЧНОЇ СИСТЕМИ МЕГАПОЛІСУ НА ДІЛЯНКАХ З РІЗНИМ СТУПЕНЕМ АНТРОПОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ

*Д.П. Ларіонова, О.А. Давидов*

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

Дослідження впливу антропогенного навантаження на екосистеми водних об'єктів є одним з важливих завдань при розробці фундаментальних принципів системи біоіндикації, яка ґрунтується на реакції гідробіонтів на зміни екологічних факторів середовища, у тому числі й антропогенні [3, 5].

У лотичних системах мегаполісу серед різних ектопічних угруповань гідробіонтів мікрофітобентос є одним із найбільш надійних біоіндикаторів, що дозволяє ідентифікувати навіть локальні джерела забруднення [2].

Метою даної роботи було вивчення мікрофітобентосу річкової частини Канівського водосховища на ділянках, що відрізняються за ступенем антропогенного навантаження на екосистему. Для визначення ступеню враховували найбільш очевидні антропогенні чинники та виражали їх у балах [6, 7].

Матеріалом послужили результати досліджень мікрофітобентосу, проведені влітку 2016 р. на двох ділянках річкової частини Канівського водосховища, які суттєво відрізняються за ступенем антропогенного навантаження. Перша розташована у рекреаційній зоні м. Києва вище затоки Собаче Гирло, характеризується невисоким антропогенним навантаженням, що оцінюється у 2 бали, друга – у районі промислової зони Видубичі, що зазнає сильного антропогенного забруднення розсіяним та точковим стоком з промислових підприємств і численних міських колекторів, ступінь антропогенного навантаження досягає 7 балів. Донні ґрунти представлені слабо замуленим піском.

Проби мікрофітобентосу відбирали мікробентометром МБ-ТЕ у трьох повторностях у літоральній зоні на глибині 1,0 м у місцях, вільних від заростей вищих водних рослин. Камеральну обробку проб водоростей, розрахунок їх чисельності та біомаси здійснювали відповідно загальноприйнятим гідробіологічним методам [1].

Проаналізовано таксономічне, флористичне різноманіття мікрофітобентосу, структуру його домінуючого комплексу. Індекс сапробності розраховували за методом Пантле-Букк [8].

Екологічна класифікація якості досліджуваних водних об'єктів за трофо-сапробіологічними (еколого-санітарними) критеріями за мікрофітобентосом виконана за «Методикою встановлення і використання екологічних нормативів якості поверхневих вод суші та естуаріїв України» [4].

Дослідження видового та внутрішньовидового різноманіття мікрофітобентосу дозволили встановити, що максимальними показниками характеризувалась ділянка вище затоки Собаче Гирло – 49 внутрішньо-видових таксонів (в.в.т.), у той час як у районі промислової зони Видубичі відповідний показник не перевищував 32 в.в.т. Відмічено, що при збільшенні показника ступеню антропогенного навантаження у таксономічному

різноманітні мікрофітобентосу зростає частка *Cyanoprokaryota* – з 4,1 до 6,3 % та *Euglenophyta* – до 6,3%.

Кількісний розвиток мікрофітобентосу, який визначався величинами чисельності та біомаси, на досліджуваних ділянках варіював у широких межах: від 459,87 до 1166,0 тис. кл/10 см<sup>2</sup> та від 0,169 до 0,220 мг/10 см<sup>2</sup> відповідно. Максимальні показники чисельності мікрофітобентосу відмічені вище затоки Собаче Гирло, біомаси – в районі промислової зони Видубичі.

Аналіз структурної організації кількісного різноманіття мікрофітобентосу свідчить, що при збільшенні ступеню антропогенного навантаження зростає частка *Cyanoprokaryota* від 0,7 до 31,7 % у чисельності та від 0,6 до 1,4 % у біомасі, натомість зменшується частка *Bacillariophyta* з 98,1 до 65,9 % у чисельності.

Проведений аналіз структурної організації домінуючого комплексу мікрофітобентосу дозволив встановити, що у місцях із незначним антропогенним навантаженням (вище затоки Собаче Гирло) домінуючий комплекс формується за рахунок представників *Bacillariophyta* – бентосних форм *Staurosira construens* Ehrenb. (з варієтатами) та *Melosira varians* Agardh, у той час як у районі промислової зони Видубичі зростання антропогенного навантаження призводить до перебудови домінуючого комплексу за рахунок інтенсивного розвитку на дні *Cyanoprokaryota* – бентосних форм *Oscillatoria agardhii* Gom. та *O. amphibia* Agardh.

Характеристика якості води за сапробіологічними показниками видів-індикаторів мікрофітобентосу досліджуваних ділянок водного об'єкту дозволяє константувати наявність видів-індикаторів різних класів води від «гранично чиста» ( $\chi$ – $\theta$  – сапроби) до «забруднена – брудна» ( $\alpha$ – $\beta$  – сапроби). Найбільша їх кількість відмічена у районі промислової зони Видубичі.

Характерною особливістю є те, що при збільшенні показників антропогенного навантаження спостерігається зростання частки представників  $\beta$ -зони сапробності у загальній кількості видів-індикаторів від 73,1 до 77, 8 % та зменшення частки представників  $\theta$ -зони сапробності з 15,4 до 11,1 %.

Для мікрофітобентосу значення розрахованого за видами-індикаторами індексу сапробності у районі промислової зони Видубичі досягало 2,3, у той час як вище затоки Собаче Гирло цей показник не перевищував 2,0.

Отримані дані за результатами біоіндикації за мікрофітобентосом (індексами сапробності) характеризують руслову частину Канівського водосховища як  $\beta$ -мезосапробний водний об'єкт. Встановлено, що ділянки з різним ступенем антропогенного навантаження мають певні відмінності у якості вод – вище затоки Собаче Гирло вони характеризуються як  $\beta'$ -мезосапробні, у той час як у районі промислової зони Видубичі – як  $\beta''$ -мезосапробні.

Відповідно до екологічної класифікації якості поверхневих вод [4] якість вод у придонних шарах літоральної зони ділянки, розташованої вище затоки Собаче Гирло відповідає класу якості вод II, категорії якості вод 3, категорії якості вод за їх станом – «добрі», категорії якості вод за ступенем їх чистоти (забрудненості) – «досить чисті». Для ділянки в районі промислової зони Видубичі констатується погіршення ситуації, оскільки клас якості вод зростає до III, категорія якості вод – до 4, категорія якості вод за їх станом – до «задовільні», категорії якості вод за ступенем їх чистоти (забрудненості) – до «слабко забруднені».



Таким чином, зростання антропогенного навантаження безпосередньо впливає на структурні та функціональні показники мікрофітобентосу руслової частини Канівського водосховища, викликає перебудову його домінуючого комплексу та призводить до погіршення якості середовища існування бентосних гідробіонтів.

Література:

1. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / [Арсан О.М., Давидов О.А., Дьяченко Т.М. та ін.]; за ред. В.Д. Романенка. – НАН України, Ін-т гідробіології. – К.: ЛОГОС, 2006. – 408 с.
2. Оксійук О.П., Давыдов О.А., Карпезо Ю.И. Санитарно-гидробиологическая оценка состояния речной части Каневского водохранилища на основе структурных показателей альгоценозов микрофитобентоса // Гидробиол. журн. – 2012. – Т. 48, №3. – С. 57 – 72.
3. Оксійук О.П., Давыдов О.А. Санитарная гидробиология в современный период. Основные положения, методология, задачи // Гидробиол. журн. – 2012. – Т. 48, № 6. – С. 50 – 65.
4. Романенко В. Д., Жукинський В.М., Оксійук О.П та ін. Методика встановлення і використання екологічних нормативів якості поверхневих вод суші та естуаріїв України. – К., 2001. – 48 с.
5. Романенко В.Д., Ляшенко А.В., Афанасьев С.А., Зорина-Сахарова Е.Е. Биоиндикация экологического состояния водоемов в черте г. Киева // Гидробиол. журн. – 2010. – 46, № 2. – С. 3–246.
6. Романенко О.В., Арсан О.М., Кіпніс Л.С., Ситник Ю.М. Екологічні проблеми київських водойм і прилеглих територій. – Київ: Наук. думка, 2015. – 192 с.
7. Щербак В.І., Семенюк Н.Є. Порівняльна оцінка ступеню урбанізації водойм за різноманіттям фітопланктону // Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біол. – 2005. – №3(26). – С. 498 – 500.

Sladeček V. System of water quality from the biological point of view // Ergebnisse der Limnologie. – 1973. – 7. – P. 1 – 128.

**УДК 502.6: 504.54(477.42)**

## **ВПЛИВ АНТРОПОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ НА ТУРИСТИЧНИЙ ПОТЕНЦІАЛ (ЗОКРЕМА АКВАЛЬНІ ТЕРИТОРІЇ) РЕГІОНУ**

***І. К. Нестерчук<sup>1</sup>***

*Житомирський національний агроекологічний університет, бульвар Старий, 7, м.*

*Житомир, 10008, Україна*

Господарська діяльність людини здійснює все більший вплив на умови формування та використання водних ресурсів, їх кількісні та якісні зміни. Вона визначається безпосереднім використанням води для виробничих, соціальних, господарсько-питних потреб, прямою зміною режиму та якості води в процесі господарської діяльності. Житомирщина, у порівнянні з іншими областями України, належить до регіону з низькою водозабезпеченістю. Загальна площа земель водного фонду області становить 138,62 тис.

га, тобто 4,6% від загальної території області [2]. Крім того, болотами і заболоченими землями зайнято 81,4 тис. га, які знаходяться переважною мірою у північній частині області. Гідротехнічними спорудами та іншими водогосподарськими спорудами – 8,9 тис. га [1]. По території області протікає 335 річок (довжиною більше 10км кожна), загальною протяжністю 5,8 тис. км, з яких 8 відносяться до категорії середніх, 327 є малими та майже 2,5 тис. струмків (довжиною менше 10 км.) протяжністю понад 6,1тис. км. В середній за водністю рік місцевий стік річок області становить 315 млн. м<sup>3</sup>, на одну людину припадає 2,14 тис. м<sup>3</sup> води. Для розв'язання проблеми водопостачання на річках Житомирщини створено 43 водосховища з повним об'ємом 163,13 млн. м<sup>3</sup>, 1430 ставків з об'ємом 181,01 млн. м<sup>3</sup>, 3768 одиниць свердловин (на початок 1998р.), запас підземних вод –70 млн. м<sup>3</sup> на рік, прогнозні оцінюються у 300 млн. м<sup>3</sup> на рік [3]. *Озера* в області вивчені недостатньо, натурні спостереження проводилися періодично, режим рівнів води непостійний, тому площа їх дзеркала і об'єм теж часто неузгоджені та не рівнозначні. *Болота* відіграють значну роль у регуляції клімату регіону, формуванні його гідрологічної мережі та стоку. Саме болота Житомирщини є витокami багатьох річок: Тетерева, Ствиги, Студениці, Уж, Перги, Болотниці, Желоні, Словечни, Кам'янки, Дубнички, Возні, Звездаль, Здвиж та багатьох інших, взаємодіють певним чином із іншими об'єктами гідрологічної мережі, впливають як на їх гідрологічний, так і гідрохімічний режим [4]. Для боліт Житомирщини характерним є переважання порівняно невеликих за площею масивів – менше 100 га. В області за чисельністю та площею переважають евтрофні болота, які є найбільш характерними для заплавл добре розчленованих річкових долин. Найбільші із заплавлних (низинних) боліт Житомирської області - Моства (1860 га), Дничево (1436 га), Гуйвинське (1294 га), Замисловицьке Гало-II (1268 га), Становиське-Плотниця (1134 га).

Водозабезпечення промислових підприємств і населення міста Житомира здійснюється з річки Тетерів, міста Бердичева - частково з річки Гнилоп'ять і частково з артезіанських свердловин, міста Коростеня - з річки Уж, міста Новоград-Волинського - з річки Случ, міста Малина - з річки Ірша. Водозабезпечення міст Овруча, Радомишля, Коростишева, Андрушівки, Баранівки, селищ міського типу Чуднів, Попільня, Любар, Ружин та інших населених пунктів і потреб сільськогосподарського виробництва здійснюється в основному з підземних джерел.

Питання *забезпечення населення і народного господарства свіжою водою* дедалі загострюється [5, 6, 7]. Система водозабезпечення області здійснюється з 8 відкритих водозаборів, 638 артезіанських свердловин та 2797 джерел децентралізованого водопостачання. Ними обслуговуються 9 міст, 39 селищ міського типу та 141 населених пунктів. Особливості комунального господарства є споживання води високої якості. Проте майже 25% води, що подається до водопровідної мережі, не очищується. Вся вода проходить крізь очисні споруди лише у м. Новоград-Волинський; високий показник очистки води у містах Житомирі – 97,9% та Коростені – 95,6%, Малинському – 97,7%, Радомишльському – 97,1% та Коростишівському – 91,4% районах, решта населення споживає воду з децентралізованих джерел (криниць). Загальна протяжність водопровідних мереж становить 3907,1км, з них в аварійному стані – 801,9 км; каналізаційних мереж – 1544,9 км., з них в аварійному стані – 361,3км. Комунальна система централізованого водозабезпечення і водовідведення області об'єднує 28 виробничих господарств, на балансі яких перебувають 165 підземних джерел питної води

і 96 каналізаційних насосних станцій. Протяжність комунальних водопровідних мереж становить 1882,2 км, з них в аварійному стані – 496,9 км; каналізаційних мереж – 873,1 км, з них в аварійному стані – 263,4 км.

До комплексу заходів по охороні водних об'єктів належить створення зони санітарної охорони (прибережних водоохоронних смуг) – території, де запроваджується особливий санітарно-епідеміологічний режим з метою запобігання погіршення якості води джерел централізованого водопостачання. Для середніх річок, площа водозабору яких становить від 2 до 50 млн. м<sup>3</sup>, ширина таких смуг встановлюється в межах 50 м, для малих – 25 м.

Для підтримки необхідного рівня фізичного і психічного здоров'я населення медичні заклади не завжди є панацеєю. В організації відпочинку особлива роль належить водним об'єктам. Можливість займатися різноманітними видами спорту, мікрокліматичний комфорт, естетична дія берегових мальовничих ландшафтів, зміна вражень - все це, діючи в комплексі, сприяє тому, що водойми цілком можна вважати природними лікувальницями. Ось чому більша частина рекреаційних закладів і майже всі заклади короткочасного відпочинку населення розміщуються або безпосередньо на берегах водойм, або поблизу них.

Для тих, хто звик до активного туризму, природні особливості Житомирської області сприятимуть чудовому відпочинку та оздоровленню, адже тут багато водних ресурсів, лісів, чудових краєвидів, лікувальний клімат.

Викладене дає підставу зробити узагальнюючий висновок, що попри всі нинішні вади розвитку водного туризму в регіоні потрібно на рівні обласної та районних ради і місцевих сільських рад та об'єднаних територіальних громад розробити спільну програму, яка б регулювала і регламентувала розвиток даного виду туризму в регіоні.

#### Література:

1. Водний фонд Житомирської області / М. А. Галич [та ін.] ; Житомир. обл. вироб. укр. меліорації і водн. госп-ва, Держ. упр. екол. та природ. ресурсів в Житомир. обл. – Житомир : Житомир. обл. вироб. укр. меліорації і водн. госп-ва, 2003. – 119 с. : табл..
2. Доповідь про стан навколишнього природного середовища в Житомирській області у 2017 році / Держ. упр. охорони навкол. природ. середовища в Житом. обл. – Житомир : Держ. упр. охорони навкол. природ. середовища в Житом. обл., 2017 – 182 с.
3. Ерхов Н. С. Основы сельскохозяйственных мелиораций : учеб. пособие для сред. сел. проф.-тех. уч-щ / Н. С. Ерхов. - М. : Высшая шк., 1981. - 125 с. - (Профтехобразование. Сельскохозяйственные мелиорации. Сельскохозяйственное водоснабжение).
4. Житомирська область : географічний атлас / від. ред. М. Ю. Костиця. – Вид. 3-тє, випр. і допов. – К. : Мапа, 2003. – 24 с. – (Моя мала Батьківщина).
5. Изменение растительности и флоры болот УССР под влиянием мелиорации / АН УССР, Ин-т ботаники им. Н. Г. Холодного. - К.: Наук. думка, 1982. - 290с.
6. Нестерчук І. К. Геоекологічний підхід до проблеми природокористування : теоретичні аспекти та методика / І. К. Нестерчук // Фізична географія та геоморфологія. – К., 2007. – Вип. 52. – С. 51-66.

7. Родоман Б. Б. Поляризация ландшафта как средство сохранения биосферы и рекреационных ресурсов / Б. Б. Родоман // Ресурсы, среда, расселение : [сборник]. - М., 1974. – С. 150-162.

УДК [591.524.12 : 285.33] : (551.482)

## ПОРІВНЯЛЬНА ХАРАКТЕРИСТИКА ЗООПЛАНКТОНУ ВОДОСХОВИЩ НА МАЛИХ РІЧКАХ РІЗНИХ ГІДРОХІМІЧНИХ РАЙОНІВ БАСЕЙНУ ДНІПРА

*О.В. Паикова*

*Інститут гідробіології НАН України, проспект Героїв Сталінграду, 12, м. Київ–210,  
04210, Україна.*

На території басейну Дніпра в цілому спостерігається чітка гідрохімічна зональність, що на період літньої межени прослідковується від північно-західних до південно-східних районів. У річках степової зони в цьому напрямку підвищується мінералізація та змінюється хімічний тип вод. Ця зональність спостерігається незалежно від напрямку течії річок і добре узгоджується з межами фізико-географічних зон. Згідно гідрохімічного районування, басейн р. Рось знаходиться в 9-му районі, мінералізація вод складає в середньому  $510 \text{ мг/дм}^3$  (тобто вони є помірно прісними) (за Хільчевським), а їхній хімічний тип є гідрокарбонатним кальцієво-магнієвим [5].

Басейн р. Інгулець (до якого входить р. Саксагань) знаходиться в 11-му районі, мінералізація вод є втричі вищою за таку в попередньому випадку та складає  $1470 \text{ мг/дм}^3$  (тобто вони є слабо солоними), а тип є хлоридно-сульфатним натрієво-кальцієво-магнієвим. Різноманітні речовини надходять до річкових вод як природним шляхом, так і за рахунок господарської діяльності людини. Води водоносних горизонтів у корінних кристалічних породах, з яких здійснюється підземне живлення річок цього басейну, характеризуються високою мінералізацією (солоні та гірко-солоні води). Основним антропогенним фактором у цьому районі є скиди шахтних, кар'єрних і стічних вод з дуже високою мінералізацією (в середньому  $10\text{--}15 \text{ г/дм}^3$ ) з численних видобувних і переробних промислових підприємств Криворізького залізорудного басейну [5, 6, 7].

Встановлено, що зі зниженням широтності в зоопланктоні змінюється співвідношення таксономічних груп за кількістю видів, а саме, багатство коловерток і гіллястовусих зменшується, а веслоногих – збільшується, при чому відношення першої групи ракоподібних до другої зменшується з приблизно 1,55 (в гумідних) до 1,32 (в аридних регіонах) [4].

Метою даної роботи було порівняння якісного складу, кількісного розвитку та структури зоопланктонних угруповань і якості води за їхніми показниками у водосховищах на малих річках різних гідрохімічних районів басейну Дніпра. Матеріалом для написання роботи стали кількісні збори зоопланктону, проведені в Стеблівському (в нижній течії р. Рось) і Макортівському (у верхній течії р. Саксагань) водосховищах влітку відповідно в 2010 і 2009 рр. Проби відбирали, зафіксували та опрацьовували згідно з загальноприйнятими гідробіологічними методиками [2].

Згідно наявних матеріалів, зоопланктон обох водойм характеризувався досить значним і схожим таксономічним багатством, складаючись в Стеблівському водосховищі з 40 видів (разом з таксонами надвидового рангу), в Макортівському – з 38 видів. Серед них у першій водоймі був 21 вид коловерток (*Rotatoria*), 11 видів гіллястовусих (*Cladocera*) і 7 видів веслоногих (*Copepoda*) ракоподібних, в другій водоймі – відповідно 15, 11 і 10 видів. Також до складу угруповання входили представники таких другорядних таксонів, як черепашкові ракоподібні (*Ostracoda*) (перша та друга водойми) і личинки молюсків дрейсенід (друга водойма). Як бачимо, серед основних таксономічних груп перше місце за кількістю видів в обох водосховищах посідали коловертки, хоча в першому їхня частка була більшою (табл. 1). Фауністична схожість між угрупованнями за загальним видовим складом була достатньо високою – індекс Жакара дорівнював 50. Відношення за кількістю видів гіллястовусих до веслоногих в Стеблівському (помірно прісноводному) водосховищі складало 1,57, а в Макортівському (слабко солоноводному) – 1,10.

Таблиця 1. Таксономічні спектри (%) зоопланктону Стеблівського та Макортівського водосховищ влітку.

Водосховища	Види	Rotatoria	Cladocera	Copepoda
Стеблівське	Загальний склад	53	29	18
	Домінуючі види	13	62	25
Макортівське	Загальний склад	42	30	28
	Домінуючі види	0	45	55

До складу домінуючого комплексу видів зоопланктону Стеблівського водосховища (що мають частоту зустрічальності по всій акваторії водойми не менше 50% і найбільшу біомасу) входили *Asplanchna sieboldi*, *Diaphanosoma brachyurum*, *Daphnia longispina*, *Moina micrura*, *Chydorus sphaericus*, *Bosmina longirostris*, *Mesocyclops leuckarti*, *Thermocyclops oithonoides*, Макортівського – *D. brachyurum*, *D. longispina*, *D. cucullata*, *B. longirostris*, *Eudiaptomus graciloides*, *Eurytemora velox*, *Acanthocyclops americanus*, *Th. oithonoides*, *Th. crassus*. Багато які з домінуючих видів є евригалінними та однаково добре себе почувають і в прісній, і в солонуватій воді. Серед цих видів у першій водоймі найбільше значення мали гіллястовусі, в другій – веслоногі. Схожість між угрупованнями за домінуючими видами була невисокою – індекс Жакара дорівнював 31. Відношення за кількістю видів гіллястовусих до веслоногих складало в першій водоймі 2,50, а в другій – 0,80.

Значне якісне багатство зоопланктону обох водосховищ супроводжувалось його також дуже суттєвою та подібною кількісною численністю (табл. 2). Так, загальна чисельність в Стеблівському водосховищі була більша за таку в Макортівському в 1,5 рази, а біомаса була фактично такою ж самою. Така велика концентрація планктонних організмів була обумовлена частково тим, що матеріал збирався в нижніх частинах водойм, зокрема, неподалік від гребель, де завжди відбувається скупчення зоопланктонів.

Таблиця 2. Кількісний розвиток зоопланкtonу Стеблівського та Макортівського водосховищ влітку.

Водосховища	Rotatoria	Cladocera	Copepoda	Інші	Разом
Стеблівське	<u>116,5</u>	<u>394,2</u>	<u>508,7</u>	<u>0,1</u>	<u>1019,5</u>
	0,837	6,982	7,538	0,005	15,362
Макортівське	<u>84,2</u>	<u>249,4</u>	338,1	<u>3,7</u>	<u>675,4</u>
	0,303	9,562	5,930	0,331	16,126

Примітка. Над рискою – чисельність, тис. екз/м<sup>3</sup>, під рискою – біомаса, г/м<sup>3</sup>.

Кількісна структура зоопланкtonу в Стеблівському та Макортівському водосховищах була абсолютно однаковою за чисельністю та подібною за біомасою. Так, за першим показником в обох водосховищах серед основних систематичних груп угруповання переважали представники Copepoda, складаючи по 50%, а за другим показником – Cladocera разом з Copepoda (відповідно 45 і 49%) в першій водоймі та Cladocera (59%) – в другій (рис.). Частка Rotatoria за біомасою була втричі більшою в першій водоймі (5 проти 2%).

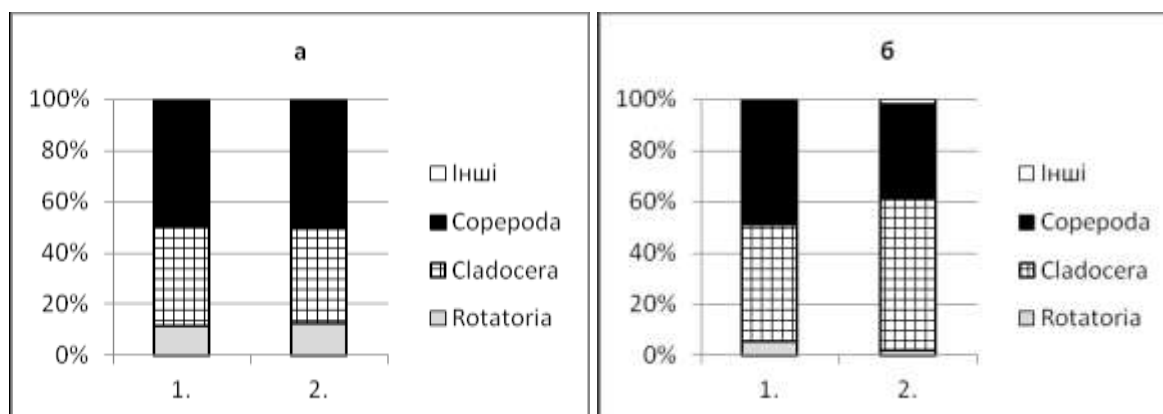


Рис. Співвідношення основних таксонів зоопланкtonу Стеблівського (1.) та Макортівського (2.) водосховищ влітку (а – за чисельністю, б – за біомасою).

При проведенні аналізу якості води в досліджуваних водоймах за зоопланкtonом індекс сапробності Пантле – Букк був розрахований спрощеним методом [1]. Його суть полягає в тому, що види-індикатори визначаються не в загальному складі, а в складі домінуючого комплексу, після чого індекс розраховується як середній індивідуальний. Індивідуальна сапробність і відповідна індикаторна значимість видів були взяті з [3]. Після цього визначались ступінь чистоти та категорія якості води за [2]. Так, було встановлено, що в обох водосховищах індекс сапробності склав 1,6, тобто вода була мезоевтрофною (бета-прим-мезосапробною) – «досить чистою» (3-ї категорії).

Таким чином, незважаючи на великі відмінності в гідрохімічному режимі (зокрема, мінералізації) Стеблівського та Макортівського водосховищ, склад, розвиток і структура їхніх зоопланкtonних угруповань були дуже схожими, що свідчить про еврігалінність більшості планкtonних організмів. Як відомо, вирішальна роль в їхньому житті належить гідрологічному режиму (зокрема, швидкості течії) водойм, в яких вони мешкають, а ці умови у водосховищах на малих річках, як можна припустити, подібні.

## Література.

1. Дзюбан Н.А. Упрощенное определение степени сапробности воды по зоопланктону // Гидробиол. журн. – 1982. – Т. 18, № 3. – С. 70–71.
2. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / За ред. В.Д. Романенка. – К.: ЛОГОС, 2006. – 408 с.
3. Олексив И.Т. Показатели качества природных вод с экологических позиций. – Львов: Свит, 1992. – 235 с.
4. Пидгайко М.Л. Зоопланктон водоемов Европейской части СССР. – М.: Наука, 1984. – 208 с.
5. Ромась І.М., Хільчевський В.К. Гідрохімічне районування річок басейну Дніпра у меженний період // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. Період. наук. збірник. – К.: ВГЛ «Обрії», 2006. – Т. 9. – С. 128–135.
6. Руденко Р.В., Хільчевський В.К. Про зміну хімічного складу води річки Інгулець // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. Період. наук. збірник. – К.: ВГЛ «Обрії», 2005. – Т. 8. – С. 47–61.
7. Хільчевський В.К. До питання про класифікацію природних вод за мінералізацією // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. Період. наук. збірник. – К.: ВГЛ «Обрії», 2003. – Т. 5. – С. 11–18.

УДК 504:614.777(477.42)

## ДИНАМІКА МІКРОБІОЛОГІЧНИХ ПОКАЗНИКІВ ЯКОСТІ ПИТНОЇ ВОДИ НА БЕРДИЧІВВОДОКАНАЛ

*Н. Є. Рогаль, студентка Житомирського національного агроекологічного університету, факультету екології і права, спеціальність екологія  
Науковий керівник: доцент, к. с-г. н.  
Борисюк Б.В.*

**Постановка проблеми.** Вода є однією з найпоширеніших речовин у природі. Вона входить до складу всіх мінералів та живих організмів і відіграє вирішальну роль у підтриманні життя людини. Складні процеси у тваринних та рослинних організмах відбуваються тільки за наявності води. Хоча запаси води на планеті загалом залишаються незмінними, проте в окремих регіонах, внаслідок діяльності людини, вони можуть зазнавати значних кількісних і якісних змін, що негативно впливає на живу природу та людину. Тому водні ресурси потребують суворої охорони як в якісному, так і кількісному аспектах [2, 3]. Основними причинами забруднення поверхневих вод України є:

- скид неочищених та недостатньо очищених комунально-побутових і промислових стічних вод безпосередньо у водні об'єкти та через систему міської каналізації;
- надходження до водних об'єктів забруднюючих речовин у процесі поверхневого стоку води із забудованих територій та сільгоспугідь;
- ерозія ґрунтів на водозабірній площі.

Таким чином, якість поверхневих вод знаходиться у прямій залежності від структури ландшафтів, стану земельних ресурсів і агротехнологій, які застосовуються на водозбірній площі [4, 6]. Моніторинг поверхневих вод – це система послідовних спостережень, збирання, оброблення даних про стан водних об'єктів, прогнозування їх змін та розробка науково обґрунтованих рекомендацій для прийняття управлінських рішень, які можуть позначитися на стані вод [1].

**Аналіз останніх досліджень і публікацій.** Питанням якості поверхневих вод присвячено цілий ряд досліджень вітчизняних вчених. Значний внесок у розвиток теоретичних і практичних засад системного підходу до вивчення хімічного складу води зробив В.К. Хільчевський, яким було розроблено й успішно застосовано геосистемний гідрохімічний метод для дослідження хімічного складу і стоку різних типів природних вод (атмосферних опадів, силових, річкових, ґрунтових, підземних вод) на елементарних водозборах (геосистемах) малих річок, із урахуванням впливу фізико-географічних і антропогенних факторів [7]. Окремі аспекти концепції багатофакторності формування хімічного складу вод та його системної природи, зокрема і відносно до гідросфери Полісся Житомирщини, висвітлено у роботах С. І. Сніжка [5]. У праці А. В. Яцика [8] розвинуто концепцію басейнового еколого-системного управління водокористуванням.

**Мета, завдання та методика досліджень.** Мета дослідження – оцінка стану поверхневих вод. Досягнення мети передбачає вирішення таких завдань: 1) оцінити якість поверхневих вод за гідрохімічними показниками; 2) визначити показники епідемічної безпеки питної води; 3) проаналізувати динаміку мікробіологічних показників якості питної води після водоочисних споруд МКП Бердичівводоканал.

**Результати досліджень.** За результатами дослідження в 1 кварталі 2017р. забруднення р. Гнилоп'ять очищеними промивними водами блоку контактних фільтрів н/ст. «Південна» не спостерігається.

Якість зворотних вод скиду № 1 відповідає нормативам ГДС. У воді р. Гнилоп'ять порівняно з 4 кварталом 2016 р збільшились: сульфати, вуглекислота вільна, хлориди, розчинений кисень. Зменшились: жорсткість, залізо загальне, ХСК.

На даний час також постала проблема виникнення багатьох хвороб, джерелом проживання яких є вода. Щоб передбачити зараження та уникнути епідемії різних хвороб, які зумовлюють коліфаги, (так звані бактеріальні віруси), можна визначити двома методами:

- **титраційним методом** (метод накопичення, НВЧ);
- **прямим методом** у 2-х варіантах.

Титраційний метод дозволяє виявляти незначну кількість коліфагів в об'єкті. Найчастіше застосовується при дослідженні питної води після очистки та знезараження, а також води з розподільчої системи або інших малозабруднених об'єктів. Отримання результату можливе через 24 - 48 годин. Застосування прямого методу визначення коліфагів у питній воді має технічну обмеженість внаслідок неможливості дослідження великих об'ємів. Пропонуються два варіанти методу. Варіант I доречно застосовувати при ускладненні епідситуації, коли необхідно якнайшвидше отримати результат. Варіант II застосовують при дослідженні води джерел водопостачання. Прямий метод дозволяє отримати результат через 6 - 24 годин.

В 2017 році згідно плану виробничого контролю відібрано 2889 проб питної води з водоприймача, фільтрів, з резервуарів чистої води (РЧВ), з вуличних водорозбірних



колонок на тупикових її ділянках на відповідність вимогам ДСанПіНу 2.2.4-171-10 пробах води були виявлені загальні колиформні бактерії та ешеріхії коли( кишкова паличка).

Таблиця 1.

**Динаміка мікробіологічних показників якості питної води після водоочисних споруд МКП «Бердичівводоканал»**

період	Кількість проб 2016	Кількість відхилень	Кількість проб 2017	Кількість відхилень
січень	194	0	234	0
лютий	224	0	226	0
березень	221	1	256	0
квітень	218	0	211	0
травень	193	1	227	1
червень	204	5	247	4
липень	226	5	248	12
серпень	226	6	260	6
вересень	246	6	253	2
жовтень	234	2	230	2
листопад	259	0	247	3
грудень	252	0	250	0

«Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною». В За звітний період відмічається відсутність ентерококів та колифагів в питній воді. За паразитологічними показниками вода відповідала вимогам ДСанПіНу 2.2.4-171-10 - патогенні кишкові найпростіші та кишкові гельмінти відсутні.

**Висновки та перспективи подальших досліджень.** Екологічне оздоровлення водних об'єктів сьогодні повинно бути одним із найважливіших пріоритетів державної водної політики, основною метою якої має бути відновлення і забезпечення сталого функціонування водних екосистем, якісного водопостачання, екологічно безпечних умов життєдіяльності населення і господарської діяльності та захисту водних ресурсів від забруднення й виснаження.

Таблиця 2

**Мікробіологічні показники епідемічної безпеки питної води**

N п/п	Найменування показників	Одиниці виміру	Нормативи для питної води			Норматив питної води
			водопровідної	з колодязів та каптажів джерел	та фасованої	
1	Загальне мікробне число при t 37° С - 24 год	КУО/см <sup>3</sup>	100 ( 50)	не визначається	20	пп. 48, 57
2	Загальне мікробне число при t 22° С - 72 год	КУО/см <sup>3</sup>	не визначається	не визначається	100	пп. 48, 56
3	Загальні колиформи	КУО/100 см <sup>3</sup>	відсутність	1	відсутність	п. 48
4	E.coli	КУО/100	відсутність	відсутність	відсутність	п. 58

		см <sup>3</sup>				
5	Ентерококи	КУО/100 см <sup>3</sup>	відсутність	не визначається	відсутність	п. 52
6	Синьогнійна паличка (Pseudomonas aeruginosa)	КУО/100 см <sup>3</sup>	не визначається	не визначається	відсутність	п. 48
7	Патогенні ентеробактерії	наявність в 1 дм <sup>3</sup>	відсутність	відсутність	відсутність	п. 48
8	Коліфаги	БУО/дм <sup>3</sup>	відсутність	відсутність	відсутність	п. 48
9	Ентеровіруси, аденовіруси, антигени	наявність в 10 дм <sup>3</sup>	відсутність	відсутність	відсутність	п. 47

### Література

1. Водний кодекс України, прийнятий 06.06.1995 р.
2. Клименко М. О. Моніторинг довкілля : підручник / М. О. Клименко, А. М. Прищеп, Н. М. Вознюк. – К. : Академія, 2006. – 360 с.
3. Малі річки України: довідник / А. В. Яцик, Л. Б. Бишовець, О. Є. Богатов [та ін.] ; за ред. А. В. Яцика. – К. : Урожай, 1991. – 296 с.
4. Оксуюк О. П. Структурно-функціональна організація екосистем водотоков и екологіческие основы управление качеством воды в них / О. П. Оксуюк // Развитие гидробиологических исследований в Украине. – К. : Наук. думка, 1993. – С. 9–25.
5. Сніжко С. І. Оцінка та прогнозування якості природних вод / С. І. Сніжко. – К. : Ніка-Центр, 2001. – 264 с.
6. Тараріко О. Г. Агротехнології і вирішення проблеми попередження забруднення поверхневих і питних вод азотовими сполуками / О. Г. Тараріко, А. Г. Зубенко // Агроекологія і біотехнологія / УААН. – 1998. – № 1. – С. 30–35.
7. Хильчевский В. К. Влияние сельскохозяйственного производства на химический состав природных вод / В. К. Хильчевский // Гидробиол. журнал. – 1993. – Т. 29, № 1. – С. 74–85.
8. Яцик А. В. Водне господарство в Україні / А. В. Яцик, В. М. Хорєв. – К. : Генеза, 2000. – 456 с.

УДК 574.5 (477.41/.42)

## МЕТОДОЛОГІЯ ВІДТЕРМІНОВАНОГО БІОМОНІТОРИНГУ СТАНУ ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ ПОЛІССЯ УКРАЇНИ»

*Романчук Л.Д., Федонюк Т.П., Пазич В. М.*

*Житомирський національний агроекологічний університет, бульвар Старий, 7, м.  
Житомир, 10008, Україна*

У Документі “Піклуючись про Землю. Стратегія сталого існування” (Caring for the Earth. A Strategy for Sustainable Living), розробленому і опублікованому при співробітництві Міжнародної спілки охорони природи (МСОП — IUCN), Програми ООН по навколишньому середовищу (ЮНЕП — UNEP), Міжнародного фонду дикої природи

(ВВФ — WWF) у жовтні 1991 року обґрунтовано 17 глобальних Цілей сталого розвитку на період до 2030 року, в тому числі і тих, що забезпечують збалансоване використання ресурсів планети в рамках її можливостей самовідтворення [1]. Зокрема, стратегічною ціллю №5 визначене забезпечення переходу до моделей збалансованого споживання і виробництва та збалансованого управління природними ресурсами, а одними з основних операційних цілей визначені: забезпечення інтегрованого управління водними ресурсами та мінімізація деградації природних середовищ існування та припинення втрат біорізноманіття [2]. Однак таке управління неможливе без забезпечення зворотного зв'язку – інформації про стан середовища у відповідь на будь-який вплив з боку людини та розуміння можливостей інтерпретації та розуміння цього зв'язку.

Тому, у 1995 році Комісією ООН зі Сталого розвитку було ухвалено Програму роботи з вибору індикаторів сталого розвитку, яка включала близько 130 індикаторів різних параметрів, в тому числі і індикаторів стану навколишнього середовища.

Стан поверхневих вод річок України – результат інтегрованої дії багатьох природних та антропогенних чинників. Масштабне зростання антропогенного навантаження на річкові системи Поліського регіону, яке спричинене інтенсифікацією сільського господарства, збільшенням комунально-побутових та промислових скидів забруднених вод, надходженням специфічних, різноманітних за спектром дії забруднюючих речовин з місцевих та трансграничних джерел, потребують постійного контролю за їх станом, що вимагає створення інтегрованої моніторингової системи, яка б включала оцінку якісних показників води за індикаторною флорою. Умовою для цієї системи повинен стати постійний контроль за можливістю формування водних ресурсів Поліського регіону та біорізноманіття водних фітоценозів. Останніми десятиліттями річковий басейн р. Тетерів розглядався з погляду максимального освоєння поверхні водозбору для отримання сільськогосподарської продукції, а саме: русло річки – як канал для відведення використаних вод, зрошування тощо, а якість поверхневих вод оцінювалась тільки з позицій споживчого характеру. Результатом такого масового споживчого підходу до довкілля стало значне перевантаження природної буферної ємності водного середовища, погіршення самоочисної здатності та явищ екологічної кризи – деградації флори та фауни, погіршення споживчих характеристик води та нівелювання її як середовища існування.

У такому випадку вивчення видового складу водних екосистем дозволяє вирішити питання, які не можуть бути реалізовані за допомогою інших методів досліджень [3]. Тому біомоніторинг за макрофітними організмами дозволяє визначити впливи на водні екосистеми, які передують часу аналізу, окрім цього, саме дана група організмів, видима неозброєним оком, підсумовує дію всіх без винятку біологічно важливих факторів антропогенного впливу і відображає їх вплив на стан навколишнього середовища в цілому, фіксує швидкість змін, які відбуваються в навколишньому середовищі, розкриває тенденції розвитку довкілля, дозволяє контролювати стан середовища без необхідності постійної реєстрації хімічних і фізичних параметрів, що характеризують якість середовища, вказує місця скупчення в екологічних системах різних забруднюючих речовин.

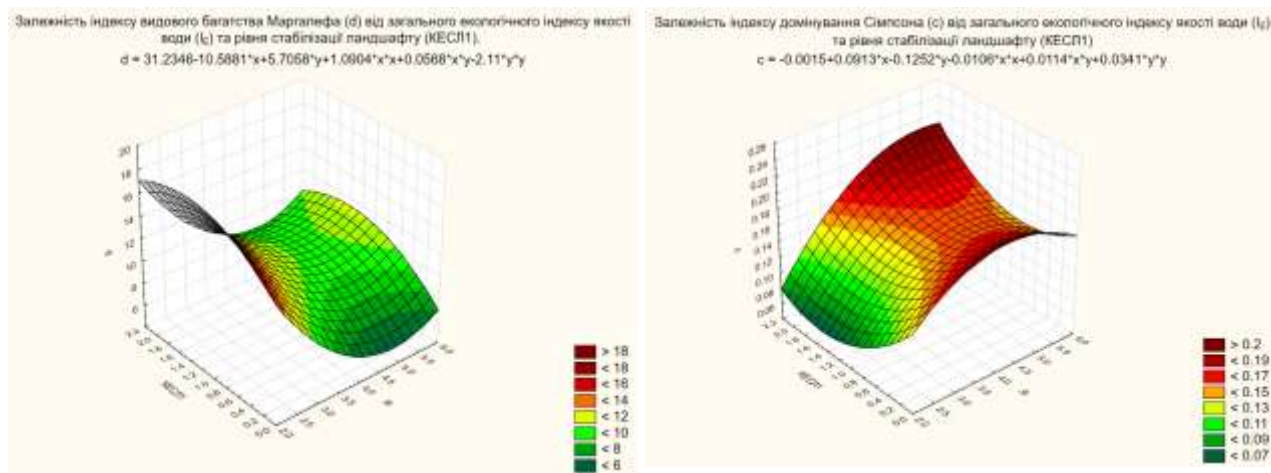
У своїй роботі ми притримувалися такого біоіндикаційного параметру, як стабільність розвитку живого організму, обумовлена мірою порушеності гомеостазу розвитку, яка, у свою чергу, проявляється у кількісному та якісному розподілі організмів

видів – біоіндикаторів. Основна перевага цього параметра в порівнянні з одержуваними усіма іншими способами біоіндикації – відносна простота і висока технологічність отримання та використання біоіндикаційної інформації.

Всього, протягом 2011-2015 років було обстежено 57 точок в межах Тетерівського екологічного коридору. Серед різних типів водойм були обрані річки, що відносяться до класу середніх і великих водотоків, які протікають територією Житомирської та Київської областей. Якість води в точках спостережень оцінювали у відповідності до «Методики екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями». Апробацію застосування методу відтермінованої біоіндикації, у відповідності до якої здійснювали геоботанічні описи угруповань вищих водних рослин та оцінку отриманих даних за диверситологічним підходом. В межах кожної точки геоботанічні описи угруповань вищих водних рослин здійснювали методом екологічних профілів, запропонованим А. П. Шенніковим (1964) та узагальненим В. М. Катанською та И. М. Распоповим (1983). Дані обліку водно-болотяні фітоценозів математично інтерпретували у відповідні критерії біорізноманіття: видове багатство – індекс Маргалефа; видова чисельність – індекс; вирівняність – індекс Піелу; індекс домінування – індекс Сімпсона; індекс різноманіття – індекс Шеннона. Для оцінки екологічного стану ландшафтів в межах розміщення точок спостережень використовували методику Е. Клементової й В. Гейніге, у відповідності до якої розраховували коефіцієнт екологічної стабілізації ландшафту (КЕСЛІ).

Екологічний фактор чинив суттєвий вплив на видове різноманіття і чисельність вищих водних рослин, динаміка антропогенного чинника викликала зміни абсолютно усіх основних показників біорізноманіття, які полягають у флуктуаційних варіаціях критеріїв біорізноманіття та визначених статистичних показників

Індекси видового багатства Маргалефа (d) для ділянок позбавлених антропогенного впливу були 4,6 рази нижчими, за ті ж показники для антропогенно трансформованих ландшафтів. Так, сумісний кореляційний аналіз точок спостережень видового різноманіття Тетерівського екологічного коридору показав високий ступінь зв'язку між величиною індексу видового багатства Маргалефа та екологічним індексом води ( $r = -0,6697$ ) (Рис. 1).



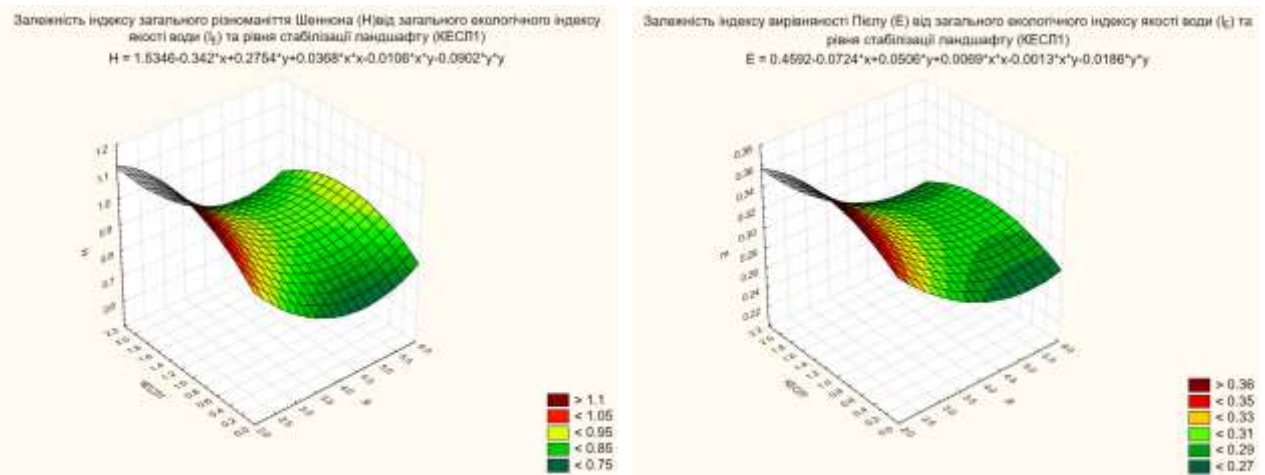


Рис. 1. Залежність індексів біорізноманіття від загального екологічного індексу якості води ( $I_E$ ) та рівня стабілізації ландшафту (КЕСЛ1)

Індекс загального біорізноманіття Шеннона для антропогенно порушених ландшафтів відрізнявся у 1,87 рази, нижчими за ландшафти, які позбавлені дії антропогенних чинників. Найнижчими індексами Шеннона характеризувалися фітоценози у точках, де сформувались цілком несприятливі умови для розвитку видового різноманіття – усі точки, пов’язані зі скидами забруднюючих речовин з поверхневим стоком або стічними водами ( $r = -0,582$ ).

Індикатором тривалості впливу певного фактору на окремі ділянки може виступати критерій домінування одного або кількох видів у фітоценозі або індексу домінування Сімпсона (с), який збільшується при підвищенні антропогенного тиску на екосистему. Різниця між величиною індексів Сімпсона (с) або індексів домінування у позбавлених та тих, що зазнають антропогенного впливу ландшафтах, різнилася у майже 3,4 рази.

При аналізі розподілу індексів домінування Сімпсона в залежності від загального екологічного індексу якості води  $I_E$  для зони Полісся України відмічена тісна кореляційна залежність ( $r = 0,506$ ). Так, найвище домінування окремих видів на фоні зниження індексів Маргалефа і Шеннона свідчить про чітко визначені тенденції розвитку менш чутливих видів у надмірних кількостях.

По мірі покращення екологічного стану водойми индекс домінування спадає, що на фоні підвищення загального видового різноманіття свідчить про займання частини ареалу іншими видами.

Індекси вирівняності Пієлу у антропогенно трансформованих ландшафтах відмічені у 1,5 рази нижчими за ландшафти, які позбавлені дії антропогенних чинників. При цьому, встановлена чітка обернена залежність критерію Пієлу від екологічного індексу якості води ( $r = -0,592$ ). А відтак, при погіршенні якості води стійкість популяції вищих водних рослин руйнується. Отже, даний показник можна застосовувати в зоні Полісся для визначення погіршення індексу якості води у якості біоіндикаційного показника.

Отже, екологічний фактор чинить суттєвий вплив на видове різноманіття і чисельність вищих водних рослин, динаміка антропогенного чинника викликала зміни абсолютно усіх основних показників біорізноманіття, які полягають у флуктуаційних варіаціях критеріїв біорізноманіття та визначених статистичних показників.

Література:

1. Caring for the Earth. *World Conservation Union, World Wide Fund for Nature, United Nations Environment Programme, Gland. Switzerland* : IUCN/UNEP/WWF. 1991. 230 p. URL: <https://portals.iucn.org/library/efiles/documents/cfe-003.pdf> (30.12.2014)
2. Стратегія сталого розвитку України до 2030 року URL: <http://www.ua.undp.org/content/ukraine/uk/home/library/sustainable-development-report/Sustainable-Dev-Strategy-for-Ukraine-by-2030.html> (дата звернення: 30.12.2017)
3. Романчук Л. Д., Федонюк Т. П., Федонюк Р. Г. Методологія застосування видооблікових розрахунків в оцінці стану водних екосистем Полісся України // *Раціональне використання ресурсів в умовах екологічно стабільних територій* : монографія. Полтава : ПДАА, 2017. С. 125–163.

УДК (576.89:595.1):(595.3)

## **ЭПИБИОНТЫ И ПАЗАРИТЫ ПРЭСНОВОДНОГО ЗООПЛАНКТОНА В РАЗНОТИПНЫХ ВОДНЫХ ОБЪЕКТАХ**

**Т.С. Рыбка**

*Институт Гидробиологии НАН Украины, пр-т Героев Сталинграда 12, Киев,  
04210, Украина*

Зоопланктон является неотъемлемым элементом биоты водоемов и водотоков различного типа, который активно участвует в формировании качества воды, является чувствительным индикатором состояния водных экосистем, структурно-функциональные показатели которого, используются для оценки состояния водной среды [1].

Видовое разнообразие сообществ этих организмов в водных экосистемах определяется целым рядом биотических характеристик (в том числе отношениями паразит-хозяин), которые определяют структуру сообществ гидробионтов, их видовое разнообразие и функциональные характеристики [2].

Паразитические организмы являются важным и обязательным компонентом водных экосистем, которые влияют на количественные и качественные характеристики сообществ гидробионтов, их разнообразие и сложность. Однако, проблема влияния паразитических организмов на разнообразие планктонных организмов является крайне мало исследованной, а роль симбионтов в водных экосистемах, как и характер их взаимоотношений с беспозвоночными, фактически не известны.

Целью настоящей работы было изучение разнообразия симбионтов различных таксономических групп, показателей их инвазии, особенностей локализации их на покровах планктонных рачков, объектами для прикрепления которых, служат разнообразные представители зоопланктона.

**Материал и методы исследований.** Материалом для исследований были пробы зоопланктона, отобранные в водоёмах разного типа в течение вегетационных периодов 2012–2013 г. Водоёмы речного типа – разные участки Каневского водохранилища (возле залива «Собаچه гирло», р-н парка Новодницкий, участки в верхней части Каневского

водохранилища, расположенные выше, и ниже Бортницкой станции аэрации); разные участки рукава Десёнка (возле р. Десна, р-н Русановских садов, возле моста Патона); бассейн Верхней Припяти и её правобережные притоки (р. Цирь и р. Стоход) и водоёмы озёрного типа в пределах г. Киева (оз. Иорданское, оз. Вербное, оз. Редькино и два водоема Троещинской мелиоративной системы). Всего отобрано и обработано 65 проб зоопланктона, в прибрежных и глубоководных зонах водоёмов. Исследование симбиотических организмов проводилось на живых и фиксированных объектах под микроскопом, по методикам, описанным и содержащимся в литературе.

**Результаты и их обсуждение.** Исследования показали, что из 96 исследованных видов зоопланктона, которые были отмечены в водоемах, зараженность разными формами симбионтов отмечена только для 25 видов, а также науплиальных и ювенильных стадий циклопид и Harpacticoida, что составило 25% от общего числа видов зоопланктеров.

Всего у зоопланктеров было обнаружено 24 вида симбионтов разных таксономических групп: бактерии, паразитические грибы, эвгленовые жгутиконосцы, эпибионтные эвгленовые и диатомовые водоросли, эпибионтные кругоресничные инфузории, сосущие инфузории, также в кишечнике и полости тела ветвистоусого рачка *Bosmina longirostris* обнаружены паразитические жгутиконосцы *Coelosporidium chydoricola*, которые на сегодняшний день остаются неопределённой группой в систематическом отношении.

**Зоопланктеры как хозяева паразитических грибов.** Паразитические грибы являются патогенами, с которыми зоопланктеры контактируют в водоёмах. В организме планктонных рачков грибы продуцируют ферменты и токсины, способные разрушать различные ткани и органы хозяев [3].

В исследуемых водоёмах было обнаружено четыре вида паразитических грибов, относящиеся к родам *Catenaria*, *Saprolegnia*, *Lagenidium* и *Olpidium*. Среди всего разнообразия зоопланктона только 7 видов, а также ювенильные и науплиальные стадии веслоногих ракообразных оказались хозяевами паразитических грибов.

Паразитический гриб *Catenaria anguillulae* в наших исследованиях был отмечен для всех типов исследуемых водоёмов, и в большей степени этим грибом были поражены ювенильные и науплиальные стадии циклопид. Мы насчитывали около 250-300 зооспорангиев в полости тела каждого из циклопов. Гифы со спорангиями обнаружены даже в фуркальных ветвях и члениках антенн. Максимальное количественное развитие *C. anguillulae* зарегистрировано для водоёмов озёрного типа в тёплый период года. В оз. Вербном показатель зараженности катенарией циклопид на всех стадиях развития в конце весны составил 70%, а летом в Троещинских озёрах этот показатель достиг 95%. Учитывая литературные данные и результаты наших исследований, можно полагать, что *C. anguillulae* лишён специфичности.

В меньшей степени были распространены представители родов *Lagenidium* и *Saprolegnia*. *Lagenidium giganteum* нами был обнаружен в полости тела ветвистоусых рачков *S. crystallina* и *D. cucullata*. В полости тела ювенильных циклопид были обнаружены сапролегниевые грибы – *Saprolegnia* sp. Хорошо развитый мицелий заполнял всю полость тела рачка, а гифы свободно росли в стороны от субстрата.

*Olpidium gregarium* был обнаружен нами летом в прибрежной зоне оз. Вербного. Здесь ольпидиумом были заражены только один вид коловраток *B. calyciflorus*, показатель ЭИ при этом составил 1,3%. В данном случае можно говорить об избирательности

паразитического гриба при выборе хозяина, что возможно связано с формой самой коловратки, имеющей одинаковую длину и ширину тела.

Все обнаруженные нами виды грибов отличаются широким спектром действия, заполняя полость тела, поражая яйца, эмбрионов и взрослых особей. Таким образом, высокая пластичность паразитических грибов к условиям внешней среды позволила заселить им все типы водных экосистем, но максимального развития и разнообразия они достигали в водоёмах озёрного типа, которые характеризуются наибольшими показателями количественного развития зоопланктона [4].

**Зоопланктеры как носители эпибионтных водорослей.** Внешние покровы планктонных организмов представляют собой стабильный и доступный субстрат для водорослей-эпибионтов. Которые предпочитают поселяться на экзоскелете активно передвигающихся рачков, используя их как наиболее эффективную среду для выживания, образуя тем самым своеобразное сообщество хозяина и его эпибионта [5].

Встреченные виды эпибионтных водорослей относились к двум видам, один из которых представитель эвгленовых водорослей рода *Colacium* (*C. vesiculosum*), другой, вид диатомовых водорослей рода *Epthemia* (*E. adnata*). Из всего разнообразия зоопланктона только 9 видов, а также ювенильные стадии веслоногих ракообразных оказались хозяевами эпибионтных водорослей.

Эпибионты образовывали поселения разной плотности, наибольшая численность которых была отмечена для эвгленовой водоросли *C. vesiculosum* (более 350 экз/организм), которая была зарегистрирована для большинства исследуемых нами водоёмов. Наибольшие показатели ЭИ отмечены для речного участка р. Припять и оз. Редькино в летний период времени (79 и 75%).

В качестве субстрата для прикрепления эти водоросли преимущественно выбирали поверхность тела рачков семейства Cyclopidae, что вероятно связано со сложной сегментацией их тела, а также с тем, что половозрелые циклопы не линяют.

В притоке Припяти (р. Цирь) на щетинках коготка постабдомена ветвистоусого рачка *S. serricaudatus* была обнаружена диатомовая водоросль *E. adnata*. Одиночные клетки микроводоросли не создавали значительной численности и не доминировали на планктонных рачках (экстенсивность заселения составила – 0,5%, интенсивность – 2 экз/организм). Следует отметить, что эпитемия является эпифитом водных растений и на теле ветвистоусого рачка она отмечена впервые.

На обилие, разнообразие и место локализации водорослей-эпибионтов влияет потенциальная доступность субстрата, качество и количество пищи, а также гидрологический режим водоёма. Поэтому для получения достаточного количества биогенных веществ микроводоросли в первую очередь заселяют движущиеся части тела рачков – абдомен, антенны и грудные ножки.

**Зоопланктеры как носители инфузорий.** Все обнаруженные нами виды инфузории являются комменсалами пресноводных планктонных рачков. Обнаружены представители двух систематических групп инфузорий: сосущие инфузории – Suctorea и кругоресничные инфузории Peritrichia, которые поселяются на поверхности разных частей тела планктонных рачков и их плавательных конечностях. Среди носителей эпибионтных инфузорий отмечены коловратка – *P. vulgaris*, ветвистоусые рачки – *D. cucullata*, *C. sphaericus*, *C. quadrangula*, *C. laticaudata*, *S. mucronata*, *S. vetulus* и веслоногие



рачки из семейства Cyclopidae: *E.serrulatus*, *Th. oithonoides*, *A. americanus*, *A. viridis*, *M.leuckarti*, *C. vicinus* и семейства Harpacticoidae.

В исследуемых водоемах было обнаружено 12 видов кругоресничных инфузорий, относящихся к родам *Rhabdostyla*, *Epistylis*, *Zoothamnium*, *Haplocaulus*, *Vorticella* и *Cothurnia*. Среди перитрих, как по количеству видов, так и по количеству особей, преобладали инфузории рода *Epistylis* (4 вида), род *Vorticella* представлен 3 видами, род *Haplocaulus* представлен 2 видами, остальные рода представлены по 1 виду. Кругоресничные инфузории с разной сократимостью стебля образовывали поселения различной плотности от 1 экз/организм (*Vorticella lutea*) до 90 и 150 экз/организм (*Epistylis digitalis* и *Epistylis* sp.).

Инфузории рода *Vorticella* локализовались преимущественно на генитальном сегменте и синцефалоне циклопид; экстенсивность заселения ими рачков колебалась от 0,5 до 33%, интенсивность – от 1 до 3 экз/организм.

Самыми распространёнными видами перитрих, которые были обнаружены почти во всех исследованных водоёмах, это инфузории рода *Epistylis*. Колонии инфузорий этого рода древовидной формы, несократимые стебельки которых густо ветвятся и оканчиваются зооидами. Наиболее распространёнными видами являются два представителя рода – *E. digitalis* и *Epistylis lacustris*, интенсивность инвазии которых колебалась от 6 до 120 экз/организм (экстенсивность заселения достигала 30%).

В оз. Иорданском, Троещинских водоёмах и устье р. Цирь на поверхности тела ветвистоусых рачков (*D. cucullata*, *S. mucronata* и *C. laticaudata*) были выявлены инфузории рода *Haplocaulus*: *H. kahlii* (ЭИ – 0,9%, ИИ – 13 экз/организм) и *H. epizoicus* (ЭИ – 0,3 и 20%, ИИ – 5 и 8 экз./организм). В оз. Редькино и Оболонском заливе на цефалотораксе планктонного рачка *E. serrulatus* были обнаружены кругоресничные инфузории *Rhabdostyla cyclopis* (ЭИ – 33 и 3%; ИИ – 31 и 6 экз/организм).

На беспанцерной коловрате *P. vulgaris* (Оболонский залив) выявлены инфузории рода *Zoothamnium* sp. (ЭИ – 3,3%; ИИ – 3 экз/организм), стебелёк которых, способен только к изгибам. На антеннах пресноводной гарпоктикоиды обнаружены инфузории рода *Cothurnia* sp. (ЭИ – 5%; ИИ – 4 экз/организм).

Одиночные поселения инфузорий на гидробионтах не причиняют, заметного вреда своим хозяевам. Однако массовое развитие некоторых видов комменсалов, является тяжёлым экологическим грузом, влияющим на многие стороны жизнедеятельности рачков. Уменьшается его подвижность, трофическая активность, плодовитость и продолжительность жизни.

Суктории – группа простейших, включающие хищные и паразитические организмы, которые выполняют в водоёмах роль одного из основных регуляторов численности планктонных инфузорий.

В исследуемых водоёмах было обнаружено 2 вида сукторий, относящихся к родам *Acineta* и *Tokophrya*. Эти щупальцевые инфузории – являются прикрепленными формами, поэтому их взрослые стадии (трофонты) представляют собой стебельчатые зооиды. Характерной особенностью которых, является наличие одного или нескольких щупалец с дистальными сферическими расширениями.

В окрестностях г. Киева (Оболонский залив) на щетинках фурки бентосного рачка рода *Nitocra* выявлены суктории *Acineta nitocrae* (ЭИ – 5%; ИИ – 4 экз/организм), являющиеся специфичным комменсалом пресноводных гарпактицид.

Следует отметить обнаруженную нами в р. Припять редкую хищную инфузорию *Tokophrya actinostyla*, которая впервые нами была обнаружена на синцефалоне веслоного рачка *A. viridis* (экстенсивность заселения – 0,6%, интенсивность 4 экз/организм) [6].

**Зоопланктеры как хозяева эвгленовых жгутиконосцев.** В результате наших исследований в речном участке рукава Десёнка (возле р. Десна) были обнаружены зрелые особи жгутиконосцев рода *Dinema* - *D. undulaflagellatum*. Зараженные этими паразитами были яйца циклопов *Th. oithonoides*, экстенсивность заражения при этом была незначительной (0,2%). Паразиты полностью уничтожают содержимое яйца и занимают всю его полость быстрее, чем проходит развитие науплиусов в соседних незаражённых яйцах.

При проведении исследований были выявлены разнообразные организмы, идентификация которых требует дополнительных уточнений. Так, в Троещинских водоёмах и речном участке рукава Десёнка в полости тела ветвистоусого рачка *B. longirostris* были выявлены в большом количестве возможно жгутиконосцы *Coelosporidium chydoricola*, экстенсивность заражения которых колебалась в пределах 4,5–22,5%.

**Заключение.** Взаимоотношения между симбионтами и их хозяевами в большинстве случаев носят характер односторонней выгоды. Например, микроводоросли-эпибионты получают возможность активного передвижения в толще воды, получения CO<sub>2</sub> и биогенных элементов от рачков. Инфузории, использующие в качестве субстрата планктонных рачков, находятся, как правило, в лучших условиях снабжения пищей, т. к. активно передвигаясь, носитель создаёт непрерывный ток воды, приносящий пищевые частицы. Паразитические жгутиконосцы способствуют снижению плодовитости планктонных рачков, за счёт инфицированных яиц в яйцевых мешках. Грибы в организме планктонных рачков продуцируют ферменты и токсины, разрушающие ткани и органы хозяев.

#### Литература:

1. Пашкова О.В. Зоопланктон как индикатор органического и токсического загрязнения и экологического состояния гидроэкосистем / О.В. Пашкова // Гидробиологический журнал. – 2012. – Т. 48, № 3. – С. 3–24.
  2. Мачкевский В.К. Роль паразитов в функционировании морских экосистем и их биоразнообразии / В.К. Мачкевский, А.В. Гаевская // Экология моря. – 1997. – Вып. 46. – С. 47–50.
  3. Сычев П.А. Коэволюция грибов и беспозвоночных животных / П.А. Сычёв, А.А. Тимофеев, Н.П. Ткаченко, Я.Д. Ларин // Проблемы экологии и охраны природы техногенного региона. – 2008. – Вып. 8. – С. 226–238.
  4. Рыбка Т.С. Паразитические грибы пресноводного зоопланктона в разнотипных водных объектах / Т.С. Рыбка // Біологічні дослідження – 2018. – Житомир, 2018 – С. 198–199.
  5. Carman K.R. Epibiotic microorganisms on copepods and other marine crustaceans / K.R. Carman, F.S. Dobbs // Microsc. Res. Tech. – 1997. – V. 37, № 2. – P. 116–135.
- Rybka T.S. New Find of *Tokophrya actinostyla* (Ciliophora, Suctorea) on a Fresh Water Copepod in Ukrainen / T.S. Rybka, I.V. Dovgal // Vestnik zoologii. – 2014. – V. 48 (3). – P. 285.

## ОСОБЛИВОСТІ ЗАРАЖЕННЯ ТРИПАНОСОМАМИ ЩИПАВОК (CYPRINIFORMES, COBITIDAE, COBITIS) З РІЗНОЮ ПЛОЇДНІСТЮ

Т. В. Салій., А. О. Циба, С. В. Межжерін

Інститут зоології ім. І.І. Шмальгаузена НАН України  
вул. Богдана Хмельницького, 15, Київ, 01030, Україна  
e-mail: [tetyanasaliy@ukr.net](mailto:tetyanasaliy@ukr.net)

Із 1960-их років [1] і до тепер поліплоїди дунайського походження переважають по всіх основних водотоках басейну Середнього Дніпра, витіснюючи *C. taenia* в невеликі водойми або верхів'я малих річок. Причини більшої успішності поліплоїдів можуть ґрунтуватися на їх більшій стійкості до інфекцій та інвазій.

З метою з'ясування, чи впливає плоїдність щипавок на стійкість до інвазій, було проведено порівняльне дослідження диплоїдних і поліплоїдних щипавок роду *Cobitis* за такими характеристиками, як стійкість до зараження джгутиконосцями *Trypanosoma cobitis* Mitrophanov, 1883.

Матеріалом для даного дослідження слугували серії щипавок, що були зібрані в басейні Середнього Дніпра з травня по жовтень в 2015/16 рр. в р. Остер в межах м. Ніжин і в р. Стугна в околицях смт. Мотовилівка. Поділ біотипів щипавок за ступенем плоїдності проводили у два способи. За допомогою алозимного аналізу, шляхом виявлення константних гетерозигот в локусах, які визначають білкові продукти, представлені в електрофоретичних спектрах. Набір локусів і їх опис наведено раніше [2]. Крім того, за розмірами еритроцитів на мазках крові можна точно визначити ступінь плоїдності генетичного апарату. Тому був задіяний цитометричний аналіз, шляхом вимірювання цих кров'яних клітин. Методика виготовлення та аналізу мазків крові, а також визначення площі еритроцитів докладно описана раніше [3]. Ступінь зараженості щипавок кров'яним паразитом *T. cobitis* встановлювали за препаратами сухих мазків крові, забарвлених по Гімза. Їх же було використано і для цитометричного аналізу за методикою, описаною раніше [4]. В якості оцінки зараженості риб було прийнято загальне число виявлених в мазку крові паразитів.

В результаті проведеного алозимного і цитометричного аналізу в кожній з річкових систем були встановлені групи щипавок трьох рівнів плоїдності. У р. Остер переважали триплоїди (87%), с розмірами еритроцитів від 150 до 200 мкм<sup>2</sup>. Близько (6%) виявилися тетраплоїдами, площа їх еритроцитів склала понад 200 мкм<sup>2</sup>. Диплоїди – особини *C. taenia*, у яких площа еритроцитів до 145 мкм<sup>2</sup>, склала близько (7%). У р. Стугна спостерігалася дещо інша ситуація. Тут переважали диплоїди *C. taenia* (73%), наступними були триплоїди (близько 18%). Тетраплоїдів близько (9%).

Порівняння щипавок з різною плоїдністю показало, що відмінності по зараженості трипаносомою проявляються в обох річках, однак спрямованість цих відмінностей різна (табл. 1).

Таблиця 1. Зараженість трипаносоною щипавок роду *Cobitis* різного рівня плоідності

Річка	Остер				Стугна			
Плоідність	2n	3n	4n	Загалом	2n	3n	4n	Загалом
N	19	216	16	251	82	22	10	114
Ex	0,58	0,69	0,69	0,68	0,52	0,32	0,60	0,49
M	2,22	6,68	4,88	6,21	7,47	0,77	4,40	5,91
SE	0,90	1,22	1,57	1,08	3,09	0,35	2,45	2,24
Max	14	176	21	176	229	7	20	229

Примітки. 2n, 3n, 4n - ди-, три- і тетраплоідні риби, N - число досліджених особин, Ex - екстенсивність зараження, M - середня зараженість (середнє число паразитів на одну рибу), SE - стандартна похибка середньої зараженості, Max - максимальна зараженість.

У р. Остер найбільший ступінь зараження виявили триплоїди (M = 6,68), а найменшу диплоїди (M = 2,22), відмінності за середньою зараженістю статистично достовірні ( $t = 2,94$ ;  $p < 0,01$ ). Тетраплоїди зайняли проміжне положення (M = 4,88) і вірогідно не відрізнялися від диплоїдів та триплоїдів. Ситуація в р. Стугна була протилежною. У цій річці найбільша ступінь зараження відзначалася у диплоїдів (M = 7,47), які статистично достовірно відрізнялися від триплоїдів (M = 0,77) за показником середньої зараженості ( $t = 2,15$ ;  $p < 0,05$ ). Аналогічно з попереднім випадком, тетраплоїди зайняли проміжне положення (M = 4,40).

Також важливо, що зараженість риб трипаносоною змінюється протягом сезону (рис. 1). В першій декаді серпня спостерігається максимальне зараження щипавок. У цей період заражені усі риби, а середнє число паразитів на одну рибу становить 27,7. Восени зараженість падає нижче весняного рівня.

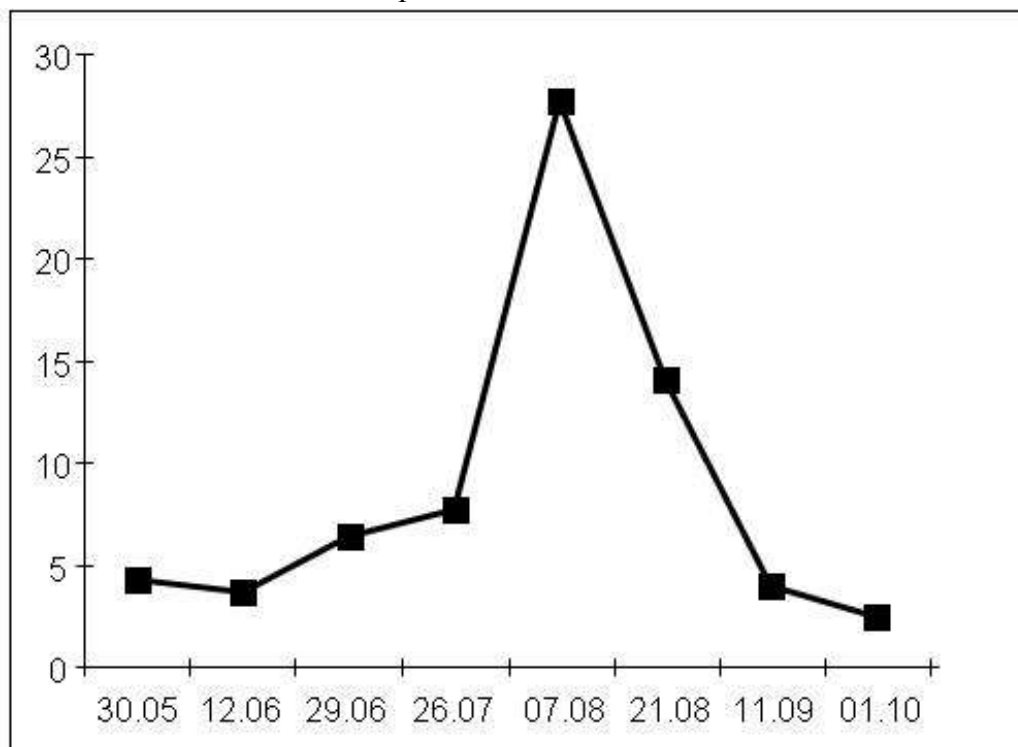


Рис. 1. Сезонна динаміка зараженості щипавок в популяції р. Остер: ось ординат – середнє число трипаносом у мазку крові.

Підводячи підсумок проведеному дослідженню, можна стверджувати, що за стійкістю до трипаносом відмінності не однозначні, оскільки в різних річках сильніше заражені або диплоїди, або триплоїди, в залежності від структури поселень. І можна припустити, що порівняно більшою зараженістю характеризується та група щіпавок, чий відсоток в даній водоймі більший.

#### Література

1. Межжерин С.В., Чудокорова Т.Ю. Экспансия триплоидных однополых щиповок *Cobitis taenia* L. 1758 (Cypriniformes, Cobitidae) в водотоках Украины// Доповіді Національної академії наук України. 2001. №9. С. 153-157.
2. Межжерин С.В., Павленко Л.И. Генетическое разнообразие, происхождение и закономерности распространения полиплоидных щиповок (Cypriniformes, Cobitidae, Cobitis) в пределах Украины. *Цитология и генетика*. 2010. 44. № 5. Р. 65—77.
3. Vrijenhoek R.C., Angus R.A., Schultz R.J. Variation and heterozygosity in sexually vs. clonally reproducing populations of *Poeciliopsis*. *Evolution*. 1977. 31, № 4. Р. 767—781.
4. Vrijenhoek R.C., Parker J.E.D. Geographical parthenogenesis: general purpose genotypes and frozen niche variation. *Lost Sex: the Evolutionary Biology of Parthenogenesis*. Schön I., Martens K., Van Dijk P.J. (Eds). Springer: Dordrecht, 2009. Р. 99—131.

УДК 581.526.32 (282.273.7.05)

## СТРУКТУРА ЗАРОСТЕЙ МАКРОФІТІВ НА РІЗНИХ ГЛИБИНАХ ВОДОТОКІВ ДЕЛЬТОВОЇ ДІЛЯНКИ РІЧКИ (НА ПРИКЛАДІ КІЛІЙСЬКОЇ ДЕЛЬТИ ДУНАЮ)

*М.С. Погорелова*

*Інститут гідробіології НАН України, вул. Героїв Сталінграду 12, Київ - 210, 04210,  
Україна.*

Проаналізовано вплив глибини на структуру заростей макрофітів. Визначено, що найбільша кількість видів та проективне покриття на глибинах 0,9-1,24 м. Для різних ярусів макрофітів глибини при яких їх проективне покриття найвище – різні.

*Ключові слова: макрофіти, водотоки, дельта, глибина*

На сучасному етапі розвитку науки гостро постає питання збереження біорізноманітності, важливими стають дослідження не лише окремих організмів, але і їх взаємозв'язки в сукупності видів для визначення умов, необхідних для збереження природного потенціалу. В літературі нами знайдений аналіз впливу глибини на окремі види макрофітів [3,4], однак аналізу впливу глибин на групи організмів нами знайдено не було.

Об'єктом досліджень стали макрофіти водотоків, а предметом – структура їх заростей ( проективне покриття та екологічні групи). Метою роботи стало визначення залежності між структурою заростей макрофітів та глибиною їх розміщення у водотоках.

Матеріалами слугували 104 описи макрофітів, виконані стандартними методами [2] за 2013-2015 роки у 9 водотоках Кілійської дельти Дунаю. Були використані статистичні методи для визначення середньої тенденції ряду даних, та визначення аномальних даних. Графічне представлення виконане програмною пакеті Microsoft Excel.

Найменша глибина, де були зареєстровані макрофіти, у водотоках становила 0,1 м, а найбільша – 3 м. Середня тенденція вибірки розрахована за медіаною і складає 0,9 м. Мода ряду даних представлена глибинами 0,9 та 1,2 м. Побудований графік залежності глибин від їх частоти трапляння в описах статистичної закономірності розподілу не показав (рис 1.)



Рис.1. Розподіл глибин за частотою трапляння в описах

Для визначення аномальних значень був використаний метод кватилів та міжкватильний індекс, який показав, що аномальними є значення менші за -0,63 та більші за 2,38 м. Відповідно в подальших дослідженнях було відкинуто 5 аномальних значень більших зазначеної межі. За допомогою цього ж методу, були виділені 4 категорії глибин, які використовувалися в подальших розрахунках ( 0,1-0,5; 0,51-0,89, 0,9-1,24, >1,25).

Існує декілька класифікацій екологічних груп макрофітів[1], з яких нами були обрані 5 наступних категорій: гелофіти, вільноплаваючі, рослини з плаваючим листям, плаваючі в товщі води та занурені. Ми обрахували трапляння кожної екологічної групи.

В таблиці 1 показаний розподіл частоти трапляння екологічних груп у всіх категоріях глибин. Розмах сумарного значення ряду, тобто трапляння в певній категорії глибини становить від 18,9 до 26,4%. Найменша кількість видів – на глибинах 0,51-0,89 м, а найбільша – 0,9-1,24. А найбільш представленою є екологічна група гелофітів, представники якої траплялися в 30,3% описів. Найрідше ж зустрічалися макрофіти з плаваючим листям – 13,3%. Всі екологічні групи макрофітів траплялися найчастіше на глибинах 0,9 - 1,24 м. Лише для групи з плаваючим листям оптимумів виявилось 2 – 0,1-0,5 м та 0,9-1,24.

Таблиця 1. Відсоток екологічних груп макрофітів на різних глибинах

	Гелофіти, %	Вільнопла- ваючі,%	З пл. листя, %	Плаваючі в товщі,%	Занурені, %	Сумарне значення ряду,%
0,1-0,5 м	7,3	5,5	4,3	3,8	5,5	26,4
0,51-0,89 м	4,7	4,3	2,6	3	4,3	18,9
0,9-1,24 м	9,8	7,3	4,3	5,1	6	32,5
>1,25 м	8,5	2,6	2,1	3,4	5,6	22,2
Сум. знач. стовпчика,%	30,3	19,7	13,3	15,3	21,4	100

Для аналізу впливу на проективне покриття ми розділили макрофіти на 3 яруси: надводний, наводний та підводний, в кожному з яких проективне покриття могло становити від 0 до 100%. Для більш зручного аналізу даних, ми розділили отримані показники на 5 категорій за допомогою шкали покриття Браун Бланке (1 – дуже рідко 1-4%, 2 – рідко 5-24%, 3 – не численно 25-49%, 4 – численно 50-75%, 5 – дуже численно 75-100%). Отримані дані представлені на графіках ( рис 2, 3)

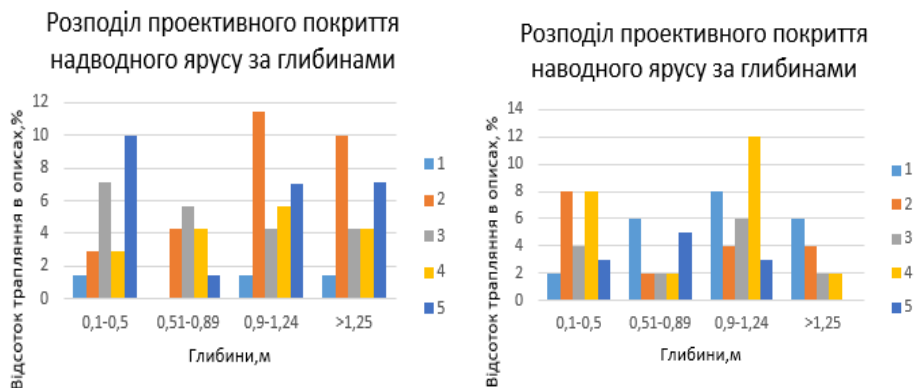


Рис 2. Графіки розподілу проективного покриття надводного та наводного ярусів.

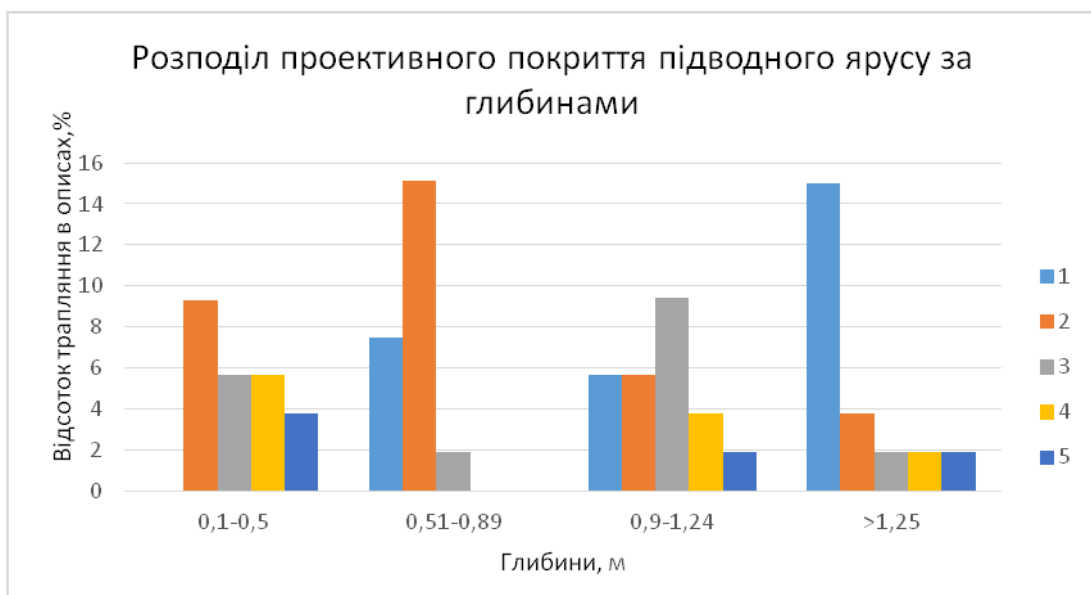


Рис 3. Графік розподілу проективного покриття підводного ярусу.

З вищезазначених графіків видно, що для надводного ярусу на глибинах 0,1-0,5 м найбільший відсоток має дуже численне покриття, для 0,51-0,89 – нечисленне, для 0,9-1,24 та >1,25 - рідке.

У наводному ярусі на глибинах 0,1-0,5 найбільший відсоток мають рідке та численне покриття, на 0,51-0,89 дуже рідке, на 0,9-1,24 численне, і на >1,25 дуже рідке. Для підводного ярусу на глибинах 0,1-0,89 найчастіше зустрічається рідке покриття, на глибинах 0,9-1,24 не численне, а на >1,25 – дуже рідке.

Отже, у водотоках Кілійської дельти Дунаю макрофіти трапляються на глибини до 3 м, найбільша кількість видів та найбільше проективне покриття спостерігається на глибинах 0,9-1,24 м. Щодо проективного покриття, то тенденція надводного ярусу йде до його збільшення зі зменшенням глибин, пік його приходиться на глибину 0,1-0,5 м. У наводного ярусу 2 піки численного покриття на глибинах 0,1-0,5 м та 0,9-1,24. На інших глибинах проективне покриття зменшується. Для підводного ярусу численне покриття не домінує ні на одній з категорій глибин, що свідчить про несприятливі умови для видів даного ярусу.

#### Література

1. Гидробиотаника : матер. VI Всерос. школы-конференции по водным макрофитам (11-16 окт. 2005 г.). – Рыбинск, ОАО, Рыбинский дом печати, 2006. – 382 с.
2. Катанская В.М. Высшая водная растительность континентальных водоемов СССР. Методы изучения / В.М. Катанская. – Л.: Наука, 1981. – 187 с.
3. Hanganu J., Doroftei M. Literature review on response of aquatic macrophytes species to hydromorphological pressures/ J. Hanganu, M. Doroftei // Scientific annals of the Danube Delta Institute, Tulcea –Romania, 2008. Vol.14. – p. 21-30.
4. Haslam S.M. River plants: The macrophytic vegetation of watercourses/ S.M. Haslam. – Camb.etc: Cambridge univ. press, 1978. – 396 p.

УДК 330.15:504.062.064

## СИСТЕМНИЙ ПІДХІД ДО КОМПЛЕКСНОЇ ОЦІНКИ ЯКОСТІ ПРИРОДНИХ ВОД

*Ковалевська І. М., к. е. н., старший викладач  
Житомирський національний агроекологічний університет  
Тарасова В. В., д. е. н., професор,  
Житомирський національний агроекологічний університет*

Вода – це стратегічний, життєво важливий природний ресурс, що має особливе значення. Він є національним багатством кожної країни, однією з природних основ її економічного розвитку. Інтенсивний розвиток промисловості і сільськогосподарського виробництва обумовили в останні десятиліття різке погіршення якості поверхневих



джерел водопостачання України. Тому підвищення рівня забезпеченості якісною водою населення та галузей економіки, є одним із важливих завдань державної водної політики.

На даний час немає загальноприйнятої методики з розрахунку єдиного комплексного показника екологічного стану водних ресурсів, пов'язаного з вимірними параметрами і нормованими значеннями.

*Мета і завдання дослідження.* Метою статті є оцінка екологічного стану водних ресурсів регіонів України. Основним завданням є побудова багаторівневої ієрархічної моделі якості поверхневих вод и визначення індексу якості водних ресурсів, на базі якого провести рейтинг стану забруднення водних джерел України за 2016 рік.

Для досягнення поставленої мети передбачалось вирішити наступні завдання:

- визначити систему показників (мало-, помірно-, високо- і надзвичайно небезпечних), що характеризують стан якості поверхневих вод України;
- провести санітарно-токсикологічне, органолептичне, гідрохімічне оцінювання водних ресурсів України;
- визначити індекс якості водних ресурсів і на його основі зробити комплексну оцінку екологічного стану поверхневих вод річок України;

В національній доповіді про стан навколишнього природного середовища України міністр охорони навколишнього природного середовища підкреслив, що головною метою є здійснення комплексної оцінки довкілля нашої держави, в тому числі і водних ресурсів. „Це має сприяти зміцненню потенціалу суспільної свідомості, підвищенню компетентності всіх тих, хто ухвалює відповідальні для суспільства і сталого розвитку країни рішення, гарантування екологічної безпеки, формування еколого-економічних передумов для переходу на засади екологічного управління і сталого розвитку” [1, с. 5].

Питне водопостачання України майже на 80% забезпечується поверхневими водами [2]. При цьому екологічний стан поверхневих водних об'єктів і якість води в них є вирішальними чинниками. Однак велика різноманітність якісного та кількісного хімічного складу природних вод не дає можливості класифікувати їх за якоюсь однією ознакою. Тому, для дослідження якості поверхневих вод України нами відібрано 13 найбільш вагомих показників та за системним підходом [3, 4] згруповано в чотири групи (табл. 1).

### 1. Стан забруднення і якість поверхневих вод в створах питних водозаборів басейнів річок України

Вміст речовин, мг/дм <sup>3</sup>	Басейни річок						Україна
	Дніпр	Десна	Сів. Донець	Дністер	Дунай	Південний Буг	
Кількість об'єктів	28	3	4	5	4	10	58
<b>Санітарно-токсикологічні</b>							
1. Сульфати	42	29	<b>287</b>	42	100	74	72
2. Хлориди	28	14	<b>134</b>	22	66	68	45
3. Нітрати	2,3	2,0	5,7	4,6	4,5	<b>7,6</b>	3,7
4. Нітрити	0,20	0,05	0,08	0,05	0,06	<b>3,13</b>	0,65
5. Фосфат-іони	0,31	0,39	<b>0,94</b>	0,12	0,14	0,20	0,29
<b>Важкі метали</b>							
6. Залізо	0,24	<b>0,36</b>	0,13	0,15	0,05	0,08	0,17
7. Марганець	0,05	<b>0,08</b>	0,03	0,04	0,03	0,05	0,04

8. Мідь	0,007	0	0	0,026	0,002	<b>0,064</b>	0,018
<i>Органолептичні</i>							
9. Кольоровість, гр.	49	<b>53</b>	20	7	7	17	34
10. Сухий залишок	332	349	<b>883</b>	301	455	239	364
11. Нафтопродукти	0,017	0,010	<b>0,025</b>	0,006	0,015	0,020	0,017
<i>Гідрохімічні</i>							
12. БСК-5	2,8	3,0	3,1	3,0	3,5	<b>3,8</b>	3,0
13. ХСК	27	24	18	16	22	9	22

Дані табл. 1 вказують на різний рівень забруднення басейнів річок. Найбільш високу ступінь забруднення за деякими показниками мають два басейна річок : Південний Буг і Сіверський Донець. Загальну картину стану забруднення водойм дає рис 1.

Дані рис. 1 яскраво відображують, що основними видами забруднень водних джерел України є мало небезпечні (4-го класу): сухий залишок (10), сульфати (1) і хлориди (2). Інші – небезпечні речовини-забрудники мають невисокі рівні. Але узагальнюючу оцінку на базі великої кількості цих показників зробити неможливо. Тому використовуємо системотехніку системного аналізу [8, 9].

Згідно з системним підходом, система – це цілісність, яка становить єдність закономірно розташованих і взаємопов'язаних частин.

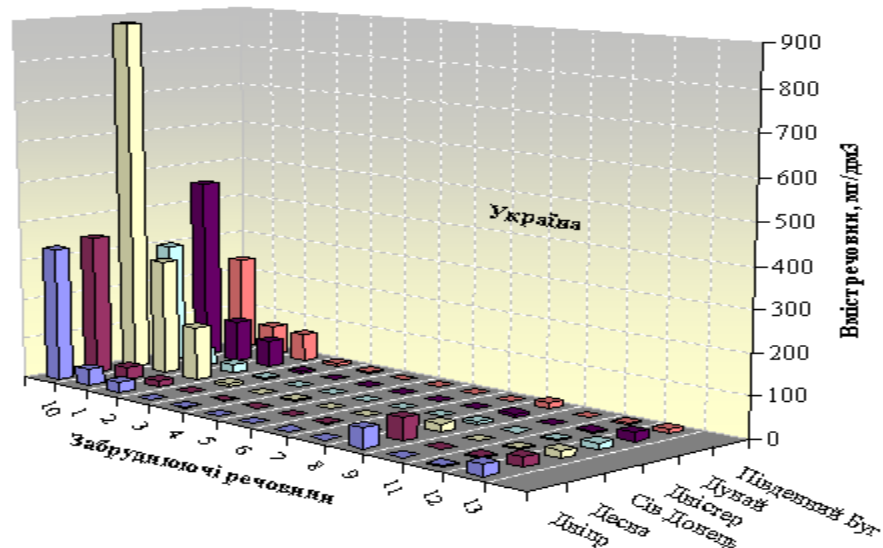


Рис. 1. Забруднення поверхневих вод річок, 2015 р.

Сутність системного підходу полягає в комплексному вивченні всіх складних водних об'єктів (басейнів річок та видів забруднюючих речовин) як єдиного цілого з узгодженим ієрархічним функціонуванням усіх елементів і частин. Система показників забруднювачів водних об'єктів представлена системною моделлю супідрядної багаторівневої структури (рис. 2).

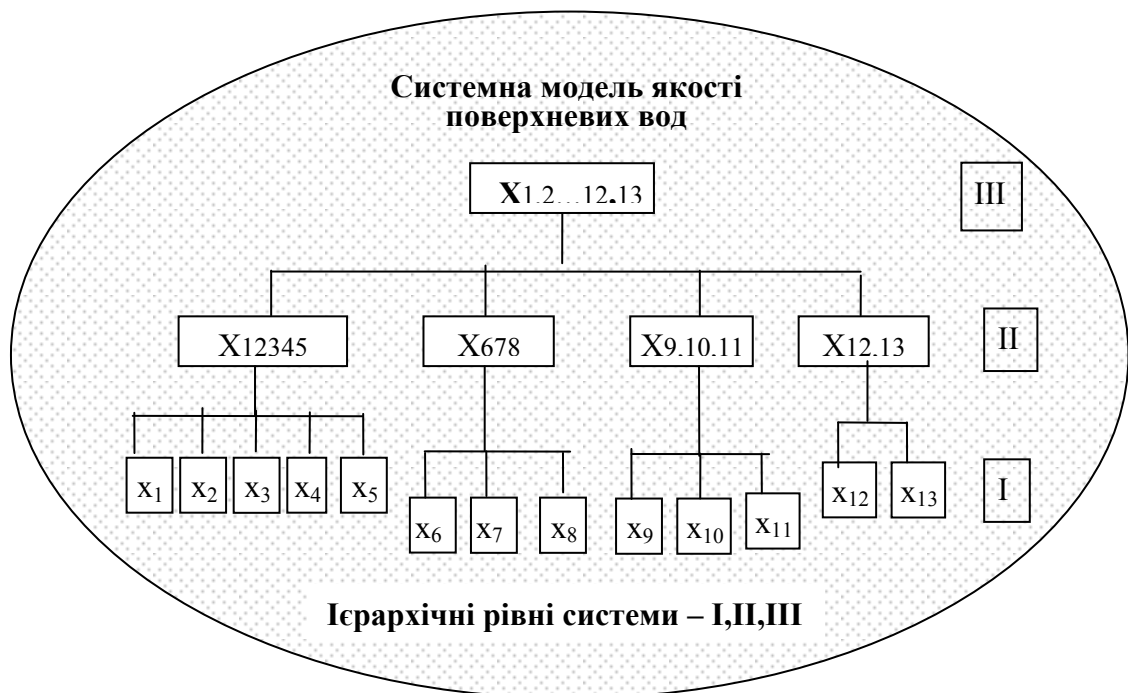


Рис. 2.Схема ієрархії систем за рівнями I<II<III

Ця систем складається з показників трьох рівнів:  
 – перший рівень (I) елементарний – характеризує екологічний стан водойм –  $x_1, x_2, \dots, x_{13}$ ;

– другий рівень (II) підсистемний – це складові частини чотирьох груп показників, що дають узагальнюючу картину: санітарно-токсикологічного стану водойм ( $X_{12345}$ ), забруднення поверхневих вод важкими металами ( $X_{678}$ ), органолептичного забруднення ( $X_{9,10,11}$ ), гідрохімічного забруднення ( $X_{12,13}$ );

– третій рівень (III) системний – це інтегрування складових частин другого рівня в один комплексний узагальнюючий показник третього рівня ( $X_{1,2,\dots,13}$ ) – екологічного стану поверхневих вод України [5, 6, 7].

Для дослідження цієї багаторівневої структури визначено індекси якості водних ресурсів для всіх підсистем і на їх основі зроблено комплексну оцінку екологічного стану поверхневих вод річок України [10, 11] (рис. 3).

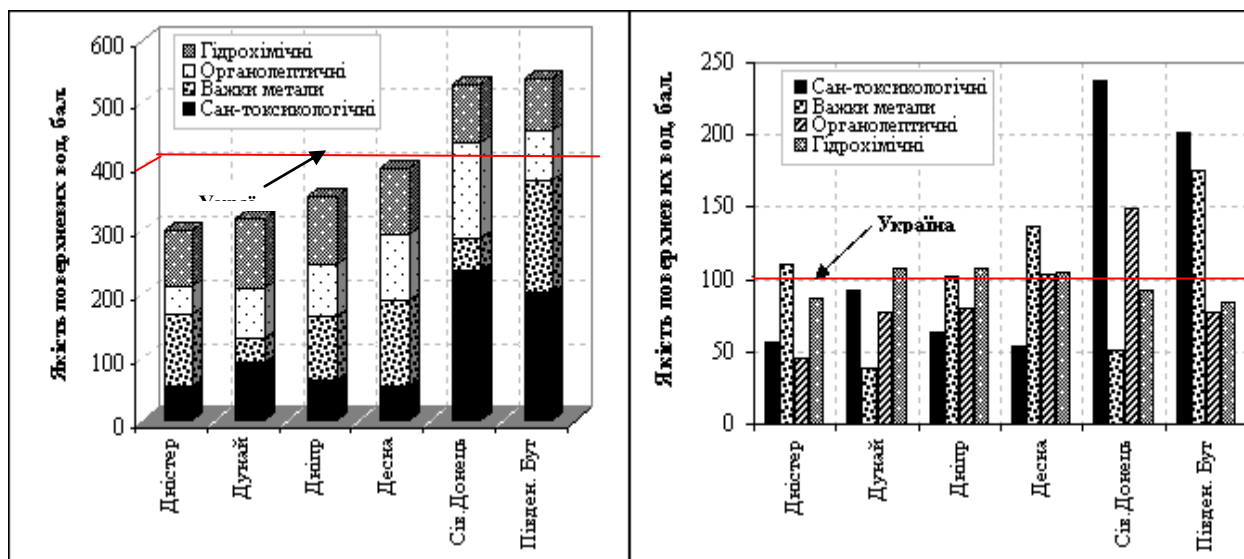


Рис. 3. Якість поверхневих вод басейнів річок України

Дві діаграми рис. 3 ілюструють результати комплексної оцінки про стан поверхневих вод: права діаграма – дає інформацію про якісний стан окремих підсистем, ліва – про загальну оцінку якості цілої систем по кожному об'єкту (басейну річок). Коментарі зайві, оскільки, співставляючи висоти стовпчиків з горизонтальною лінією (середніми даними по Україні), дуже чітко простежується якісний стан по всіх об'єктах.

Отже, системний підхід сприяє формуванню відповідного адекватного формулювання суті досліджуваних проблем і вибору ефективних шляхів їх вирішення.

**Висновки.** З вищенаведеного випливає, що виявлення основних загроз небезпек і ризиків, діагностування і оцінювання впливу цих загроз на стан системи, а також оцінка й визначення стану екологічної безпеки довкілля на базі системного підходу дає вагому інформацію і інструмент для успішної боротьби з екологічною небезпекою довкілля.

Системний підхід є вагомим інструментом в реалізації цілеспрямованої державної політики створення системи з протидії небезпекам забруднення природних сфер середовища і контролю, впровадження значно суворішої відповідальності за шкоду заподіяну довкіллю, виведення її на рівень європейських стандартів.

### Використана література

1. Національна доповідь про стан навколишнього середовища в Україні у 2011-2015 р. – К.: Мінекології, 2007, 2016. – 548 с.

2. Національна доповідь про стан техногенної та природної безпеки в Україні у 2014 році – К.: ДП «Агентство «Чорнобильінформ», 2015. – 365с.
3. Тарасова В. В. Системний підхід, системний аналіз і системне дослідження / В. В. Тарасова, І. М. Ковалевська // Основи організації наукових досліджень в туризмознавстві: підручник. – Житомир, ЖНАЕУ, 2018. – с. 81-100.
4. Тарасова В. В. Методологія системного підходу до оцінки безпеки довкілля [Електронний ресурс] / В. В. Тарасова, І. М. Ковалевська. Житомир: ЖНАЕУ, 2018. – 12 с.
5. Ковалевська І. М. Методичні підходи до оцінки і нормування антропогенних ризиків екологічної безпеки довкілля [Електронний ресурс] / І. М. Ковалевська, В. В. Тарасова. Житомир: ЖНАЕУ, 2018. – 10 с.
6. Тарасова В. В. Екологічне нормування: підручник / В. В. Тарасова, Є. М. Данкевич, І. М. Ковалевська, В. Є. Данкевич / Заг. ред. В. В. Тарасової. –Житомир: Видавець:О. О. Євенок, 2017. – 344 с.
7. Ковалевська І. М. Оцінка і управління ризиками екологічної безпеки довкілля / І. М. Ковалевська // Наук. вісн. Міжнар. гуманіт. ун-ту. Сер. Економіка і менеджмент. – 2015. – Вип. 14. – С. 311–315.
8. Ковалевська І. М. Статистичне оцінювання впливу екологічних факторів на соціально-економічне становище в Україні: дис. ... канд. екон. наук : 08.00.10 / Ковалевська Ірина Миколаївна. – Київ, 2013. – 314 с.
9. Ковалевська І. М. Статистичне оцінювання впливу екологічних факторів на соціально-економічне становище в Україні: автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. екон.наук: спец 08.00.10 «Статистика» / І. М. Ковалевська. – Київ, НАСОО, 2013. – 20 с.
10. Тарасова В. В. Комплексна оцінка екологічної безпеки України / В. В. Тарасова // Наукові доповіді Національного університету біоресурсів і природокористування України. – 2010. – № 4 (20). – [Електронний ресурс]. Режим доступу: [http://www.nbu.gov.ua/e-journals/Nd/2010\\_4/titul.html](http://www.nbu.gov.ua/e-journals/Nd/2010_4/titul.html).
11. Тарасова В. В. Геоекологічний ризик: навч. посібник з грифом МАПУ / В. В. Тарасова, І. М. Ковалевська та ін. – Житомир, ЖНАЕУ, 2009. – 358 с.

**УДК 628.356.63**

## **ПЕРИФІТОН ОЧИСНИХ СПОРУД ЗАВОДУ АТ «МОТОР СІЧ» ПРИ БІОЛОГІЧНОМУ ОЧИЩЕННІ ПРОМИСЛОВИХ СТІЧНИХ ВОД**

***К.О. Домбровський, О.Ф. Рильський, Ю.Ю. Петруша***

*Запорізький національний університет, вул. Жуковського, 66, м. Запоріжжя, 69600,  
Україна*

Сучасні станції біологічного очищення промислових стічних вод складаються із різноманітних гідротехнічних споруд, що відрізняються своїми конструктивними елементами. На всіх етапах очистки вода постійно контактує з твердими субстратами, де як й в природних водах, на межі розділу твердої та рідкої фаз, розвивається перифітон [1].

Метою роботи було дослідити структуру перифітону, який розвивається на стінках відстійника зливових очисних споруд АТ «Мотор Січ» при біологічному очищенні промислових стічних вод.

Очисні споруди ЗОС № 54 заводу представлені відкритим чотирьох секційним відстійником розміром 20×50 м, глибиною 3,45 м. Кожна секція складається із вхідної, проточної, осадочної частин, відсіку для фільтрів доочистки, камери очищеної води. Біологічне доочищення стічних вод відбувається за рахунок фільтруючого завантаження (керамзит, вазопрон).

За результатами хімічних аналізів води, стоки зливових очисних споруд АТ «Мотор Січ» містять залишки нафтопродуктів, іони нікелю та органічні речовини, що є добрим джерелом харчування для бактерій з хемоорганогетеротрофним типом живлення.

Для забезпечення інтенсифікації біологічного очищення стічних вод заводу в одному із 4 відстійників очисної споруди використовували плаваючі «плотики» нижня поверхня яких була вкрита волокнистим носієм типу «ВІЯ». Перед тим як встановлювати «плотики» до очисної споруди проводили первинну іммобілізацію мікроорганізмів та гідробіонтів на волокнистий носій в аеротенку каналізаційних очисних споруд (ЦОС-1) м. Запоріжжя упродовж 14 діб.

Проби перифітону відбирали упродовж березня-вересня 2014 року. Температура води промислових стічних вод коливалась від 15,5°C до 30,5°C. Визначення видів організмів перифітону проводили за визначником [2]. Підрахунок чисельності перифітонних організмів проводили із урахуванням того, що проби відбирали з 168 см<sup>2</sup> площі субстрату та виражали в екз/10 см<sup>2</sup>. Вивчення структури домінування видів угруповань перифітону очисних споруд проводили за М. Егтль [3].

У перифітоні очисних споруд заводу постійно були присутні найпростіші та багатоклітинні безхребетні. З них 21 вид належить до підцарства Protozoa та 12 – до Metazoa.

Видовий склад перифітону очисних споруд у весняний період складався з 12 видів. У цей період в угрупованні перифітону домінували 3 види – *Carchesium polypinum*, *Vorticella alba* та *Nematoda sp.*, які разом склали 69% від загальної середньої чисельності перифітону. Субдомінантами в угрупованні перифітону були 3 види, це інфузорії – *Paramecium caudatum*, *Dileptus sp.*, копеподи – *Paracyclops affinis* та науплії веслоногих ракоподібних, таблиця.

Найбільша кількість видів перифітону очисних споруд заводу була виявлена у літній період – 18 таксонів. У цей період в перифітонному угрупованні домінували 5 видів, з коловерток – *Rotaria rotatoria rotatoria*, з інфузорій – *P. caudatum*, з личинок хірономід – *Cricotopus sp.*, з олігохет – *Dero digitata* та нематода – *Nematoda sp.* Субдомінантом в цьому угрупованні перифітону була інфузорія *Paramecium aurelia complex*.

У осінній період перифітон очисних споруд складався з 15 видів. Домінували в угрупованні перифітону 2 види – *R. rotatoria rotatoria*, *P. caudatum*, середня чисельність яких складала 74,6% від загальної чисельності перифітону. Субдомінантами в угрупованні перифітону були 3 види інфузорій – *Vorticella picta*, *Aspidisca costata*, *Stentor roeseli*, табл.

Таблиця – Склад домінуючих видів перифітону стінок відстійника очисних споруд заводу в різні сезони 2014 року

Евдомінанти	Домінанти	Субдомінанти
Весна		
<i>C. polypinum</i> (38,6%)	<i>Nematoda sp.</i> (17,6%) <i>V. alba</i> (13,2%)	<i>P. caudatum</i> (5,6%) <i>Dileptus sp.</i> (5,5%) <i>P. affinis</i> (3,2%)
Літо		
—	<i>R. rotatoria rotatoria</i> (21,8%) <i>P. caudatum</i> (17,9%) <i>Cricotopus sp.</i> (16,4%) <i>D. digitata</i> (12,1%) <i>Nematoda sp.</i> (10,9%)	<i>P. aurelia complex</i> (8,5%)
Осінь		
<i>R. rotatoria rotatoria</i> (37,3%) <i>P. caudatum</i> (37,3%)	—	<i>V. picta</i> (6,4%) <i>A. costata</i> (5,1%) <i>S. roeseli</i> (4,8%)

У складі перифітонних угруповань постійно зустрічалися інфузорії *P. caudatum*, які були евдомінантами, домінантами або субдомінантами, а їх чисельність коливалась у межах (36-1023 екз/10 см<sup>2</sup>). Також постійно зустрічались в перифітоні стінок відстійника нематоли *Nematoda sp.*, які були домінантами або другорядними видами та складали (0,6-24,4%) від загальної чисельності досліджених перифітонних угруповань.

Трофічна структура угруповань перифітону у весняно-літній період була представлена 6 групами – бактеріо-детритофагами, детритофагами, фітофагами, неселективними всеїдними організмами, еврифагами та хижакими.

До бактеріо-детритофагів належали інфузорії, які були представлені максимальною кількістю видів – 15 таксонів або 45,5% видів від загального складу виявлених гідробіонтів перифітону. Хижаки були представлені 7 видами й складали 21,2% від загальної фауни перифітону. Чотирма видами були представлені як фітофаги, так і детритофаги. До еврифагів належало 2 види, а неселективні всеїдні організми були представлені одним видом. Таким чином, в трофічній структурі угруповань перифітону домінували інфузорії, які живляться бактеріями та детритом, що притаманно для очисних споруд, де різноманітні забруднюючі речовини розкладаються іммобілізованими мікроорганізмами-деструкторами.

Відомо, що ціліати-мікрофаги (бактеріо-детритофаги) як окрема група перифітону безпосередньо бере участь у передачі нафтових вуглеводнів від мікроорганізмів через інфузорій на більш високі трофічні рівні [4]. Тому, нами було з'ясовано, при яких температурах стічної води була найбільш активна у процесі очищення стічних вод саме ця трофічна група. Найбільша середня чисельність ціліат-мікрофагів була при *t* стічної води (15,5-16,0°C), де вони складали від 43,6 до 72,3% від загальної середньої чисельності перифітону. З підвищенням *t* стічної води до (18,5-20,0°C) середня чисельність ціліат-мікрофагів трохи знижується та складає 30,9-71,2% від загальної середньої чисельності перифітону. Невисокі показники середньої чисельності ціліат-мікрофагів перифітону були виявлені при високій *t* стічної води (28,0-30,5°C), де вони складали 39,2% від загальної

середньої чисельності перифітону очисних споруд. Найбільш активним у процесі передачі нафтових вуглеводнів ціліоперифітон був у весняний період при  $t$  стічної води (15,5-16,0°C).

Незважаючи на те, що перифітон стінок відстійника очисної споруди активно вилучає із води забруднюючі речовини, його внесок в очистку стічних вод незначний, тому що площа поверхні, яку займає перифітон у класичних очисних спорудах, мала. Для підвищення його ролі необхідно створювати додаткові поверхні для обростання. Для цього необхідно використовувати волокнистий носій типу «ВІЯ», на якому іммобілізуються (закріплюються) та інтенсивно розвиваються мікроорганізми, а також трофічно утримуються найпростіші та багатоклітинні перифітонні організми. Занурювати носії перифітону можна у будь-яких очисних спорудах, де відбувається очищення води (відстійники), а також у водовідвідних каналах.

#### Література

1. Трифонов О.В. Перифитон и его роль в формировании качества воды, прошедшей биологическую очистку в аэротенках / О.В. Трифонов, Т.А. Маркевич // Гидробиол. журн. – 2011. – 47, № 5. – С. 37-45.
2. Фауна аэротенков: атлас / А.А. Айсаев [и др.]; отв. ред. Л.А. Кутикова. – Л.: Наука: Ленинград. отделение, 1984. – 264 с.
3. Ettl M. The Ciliate Community (Protozoa: Ciliophora) of a Municipal Activated Sludge Plant: Interactions between Species and Environmental Factors / M. Ettl // Protozoological Monographs. – 2000. – Vol. 1. – P. 1-62.
4. Попова Л.А. Цилюперифитон искусственных субстратов (гидротехнических сооружений) и его участие в передаче нефтяных углеводородов по пищевой цепи / Л.А. Попова // Екологічна безпека прибережної та шельфової зон та комплексне використання ресурсів шельфу: Зб. наук. праць. – Севастополь, 2012. – Вип. 26, том 1. – С. 81-87.

УДК 574.5 (477.41/.42)

## АНАЛІЗ ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ТЕТЕРІВСЬКОГО ЕКОЛОГІЧНОГО КОРИДОРУ У ДІЛЯНКАХ ІНТЕНСИВНОГО АНТРОПОГЕННОГО ТИСКУ

*Федонюк Т.П., Федонюк Р.Г., Петрук А.А.*

*Житомирський національний агроекологічний університет, бульвар Старий, 7, м.  
Житомир, 10008, Україна*

Стан поверхневих вод річок України – результат інтегрованої дії багатьох природних та антропогенних чинників. Масштабне зростання антропогенного навантаження на річкові системи Поліського регіону, яке спричинене інтенсифікацією сільського господарства, збільшенням комунально-побутових та промислових скидів забруднених вод, надходженням специфічних, різноманітних за спектром дії забруднюючих речовин з місцевих та трансграничних джерел, потребують постійного



контролю за їх станом. Умовою для цієї системи повинен стати постійний контроль за можливістю формування водних ресурсів Поліського регіону та біорізноманіття водних фітоценозів. Останніми десятиліттями річковий басейн р. Тетерів розглядався з погляду максимального освоєння поверхні водозбору для отримання сільськогосподарської продукції, а саме: русло річки – як канал для відведення використаних вод, зрошування тощо, а якість поверхневих вод оцінювалась тільки з позицій споживчого характеру. Результатом такого масового споживчого підходу до довкілля стало значне перевантаження природної буферної ємності водного середовища, погіршення самоочисної здатності та явищ екологічної кризи – деградації флори та фауни, погіршення споживчих характеристик води та нівелювання її як середовища існування.

Всього, протягом 2011-2015 років було обстежено 57 точок в межах Тетерівського екологічного коридору. Якість води в точках спостережень оцінювали у відповідності до «Методики екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями», згідно якої усі аналізи з визначення показників якості води були розділені на три основні блоки: оцінка якості вод за критеріями сольового складу, оцінка якості вод за хімічними сапробологічними критеріями та оцінка якості вод за критеріями вмісту специфічних речовин токсичної та радіаційної дії. У відповідності до отриманих даних розраховували загальний екологічний індекс якості води  $I_E$  як середнє значення трьох блокових індексів.

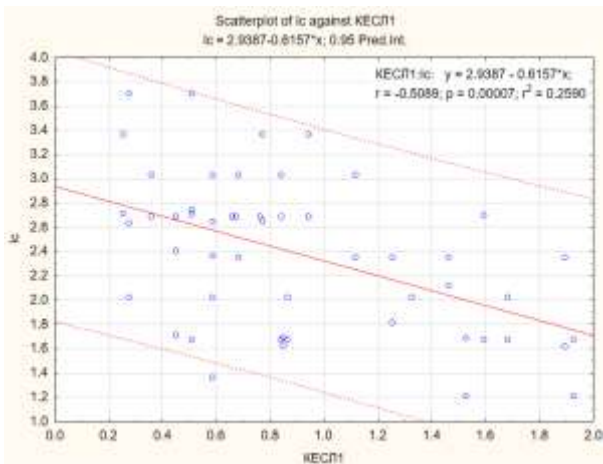
Для оцінки екологічного стану ландшафтів в межах розміщення точок спостережень використовували методику Е. Клементової й В. Гейніге, у відповідності до якої розраховували коефіцієнт екологічної стабілізації ландшафту (КЕСЛ1) та коефіцієнт екологічної стабілізації біотехнічних елементів і всього ландшафту (КЕСЛ2).

Тетерівський екологічний коридор – територія різнонаправленого та різного за інтенсивністю антропогенного тиску на усі складові водних екосистем. Природно-антропогенні комплекси, що сформувались на даній території багато десятиків років тому, увесь час розвивались за екстенсивним типом господарювання, що неминуче призвело до значного погіршення екологічного стану водних екосистем цієї території. Насьогодні у господарський процес залучені і земельні, і водні ресурси, що належать до басейну р. Тетерів.

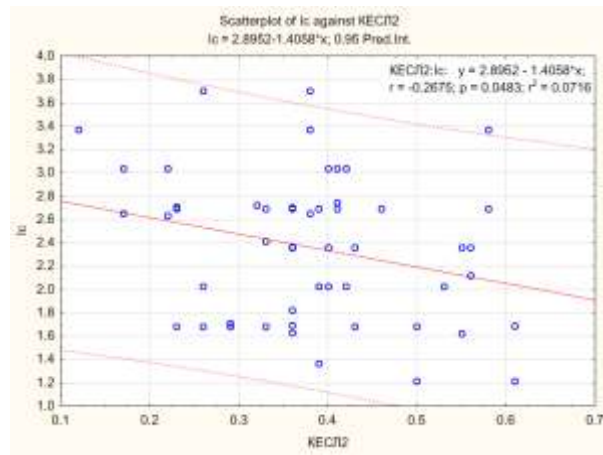
Так, 66 % досліджуваних ландшафтів характеризувалися значеннями КЕСЛ1 нижче 1,0 («нестабільні»), серед них майже 35 % з яскраво вираженими ознаками дестабілізації. Найвищу частоту трапляння на даній території мають ландшафти зі значеннями КЕСЛ1 від 0,4 до 0,6 (22 %). За розрахунками коефіцієнта екологічної стабілізації біотехнічних елементів ландшафту (КЕСЛ2), найбільшу частку досліджених об'єктів склали малостабільні – 58 % та нестабільні ландшафти – 25 %. Причому найбільша частка точок належала до діапазону значень  $KESL2 = 0,3 \dots 0,4$ , тобто «перехідну категорію» з «малостабільних» у «нестабільні».

У досліджувані ретроспективні періоди за блоком сольового складу індекси якісного стану водойми варіювали у діапазоні від 1,20 до 3,66 (від «дуже чистих» до «слабо забруднених» вод), при цьому середній показник в межах басейну р. Тетерів за отриманими нами даними становив 2,33 («чисті»).

Розподіл показників сольового забруднення за ступенем екологічної стабілізації ландшафтів показав загальну тенденцію до підвищення індексів сольового складу у воді у відповідь на пониження значень КЕСЛ1 ( $r = -0,5089$ ) (Рис. 1, А).



А



Б

Рис. 1. Розподіл індексів сольового забруднення води в залежності від ступеня стабілізації та дестабілізації ландшафтів

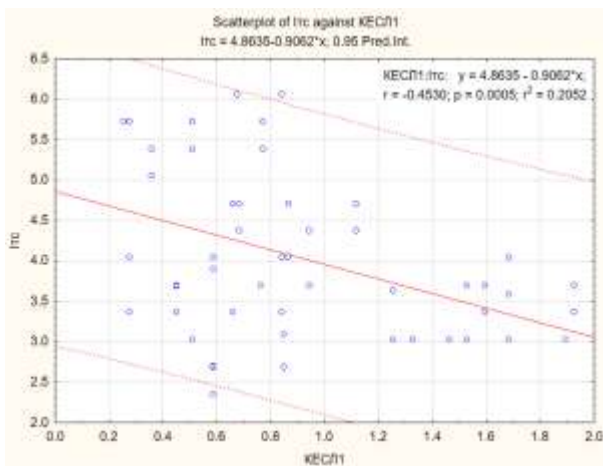
Проведений аналіз свідчить про те, що рівень стабільності об'єктів є сильним фактором формування якості води у відповідних точках, так, дестабілізація ландшафтної структури викликає погіршення якості води до значень 2,5-3 і нижче.

Приблизно такі ж дані отримані при аналізі ландшафтної структури у досліджуваних точках за показником КЕСЛ2 ( $r = -0,2675$ ) (Рис. 1, Б). Зокрема, 58 % об'єктів з індексами сольового складу нижче 2 категорії формуються в умовах нестальних та малостабільних об'єктів, а найгірші значення індексів сольового складу приурочені до ділянок зі значеннями КЕСЛ2 від 0,2 до 0,3.

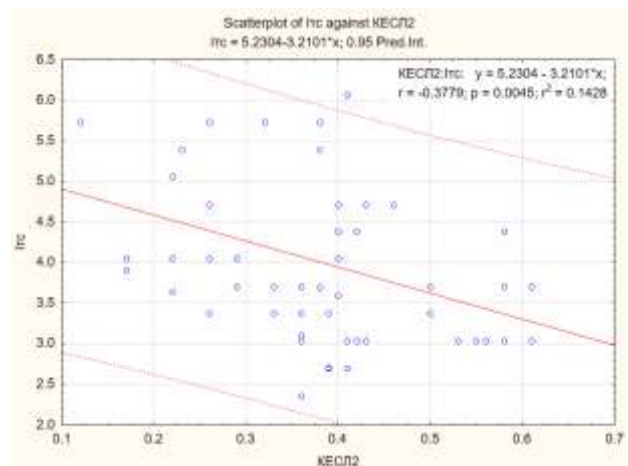
Отже, дестабілізація ландшафтів впливає на сольовий склад води, однак, як правило, значення показників сольового складу не виходять за межі 3 категорії («добрі»), лише найгірші значення Іс в межах Тетерівського екологічного коридору зумовили наближення якості води до стану, що можна охарактеризувати перехідною категорією до стану «забруднені».

У блоці трофо-сапробологічних показників за такими показниками, як вміст завислих речовин, рН, концентрація нітрогену нітратів, розчиненого кисню, воду р. Тетерів можна віднести до 1 категорії I класу (відмінні), за такими показниками, як вміст нітрогену амонію та нітритів, фосфору, БСК, біхроматною окиснюваністю – до 4 категорії III класу (слабозабруднені).

Розподіл показників трофо-сапробологічного забруднення за ступенем екологічної стабілізації ландшафтів показав загальну тенденцію до погіршення даного показника зі збільшенням частки дестабілізуючих компонентів у ландшафті (Рис. 4). Майже половина об'єктів (49 %) в межах точок спостережень характеризуються Ітс в діапазоні від 3 до 4 категорії. Однак, 90 % точок з індексами трофо-сапробологічного стану нижче 4 категорії сформувались в умовах нестальних об'єктів, що може свідчити про те, що формування III класу якості води відбувається під впливом антропогенної порушеності ландшафту (Рис. 2, А). Однак, за деякими найгіршими показниками воду слід відносити до категорії б (брудні). За трофосапробністю р. Тетерів визначалася як мезоевтрофний (зі зміщенням до евтрофного),  $\beta'$  - мезосапробний (із зміщенням до  $\beta''$  - мезосапробного) водний об'єкт. Однак за найгіршими показниками в окремі сезони відбувалося зміщення до евтрофних і навіть до еволітрофних  $\alpha'$ -мезосапробних вод, що свідчить про високу забрудненість ріки у літньо-осінній період.



А



Б

Рис. 2. Розподіл індексів трофо-сапробологічних показників води в залежності від ступеню стабілізації та дестабілізації ландшафту

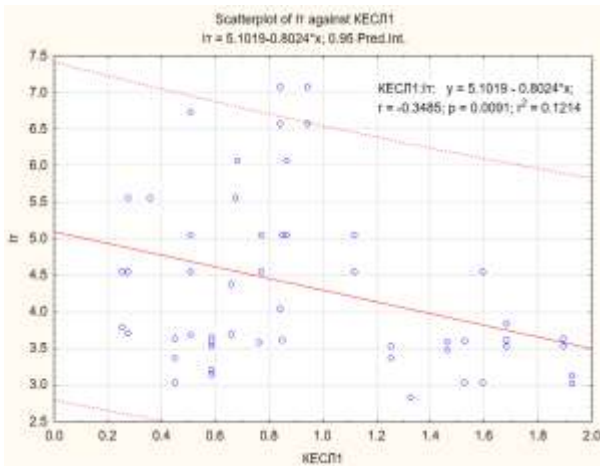
Подібні дані отримані шляхом розрахунку КЕСЛ2, зокрема, 78 % точок з індексами якості води за трофо-сапробологічним показником сформувались у умовах малостабільних та нестабільних ландшафтів, майже 80 % об'єктів з Itc нижче 4 категорії сформовані у точках з КЕСЛ2 нижче 0,4 (Рис. 2, Б). Такий розподіл Itc за КЕСЛ2 більш достовірно свідчить про формування якості води у категорії «забруднені». Такий характер розподілу даних свідчить про те, що на формування якості води за трофо-сапробологічними показниками впливає не лише співвідношення стабілізуючих та дестабілізуючих об'єктів, а й екологічний характер окремих біотехнічних елементів в межах ландшафтів.

За блоком It, тобто оцінювання вмісту специфічних речовин токсичної та радіаційної дії, індекси екологічного стану варіювали також в широкому діапазоні – від 2,80 до 7,00. При цьому середній індекс у басейні ріки був на рівні 4,27, тобто 4 категорії якості води («слабо забруднені»).

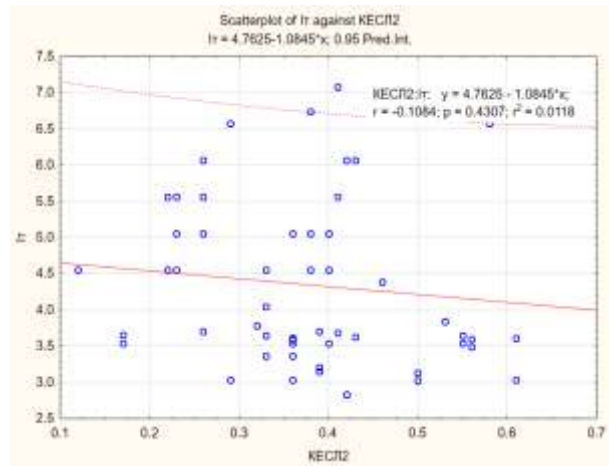
Отже, слід зауважити, що забруднення за більшістю перерахованих токсичних речовин знаходилося на рівні 4 категорії («слабо забруднені»). Екстремальні концентрації сягали рівня 6 категорії – «погані» та «забруднені».

Ступінь стабілізації та дестабілізації ландшафту (КЕСЛ1 та КЕСЛ2) суттєво впливає і вміст специфічних речовин токсичної та радіаційної дії, оскільки надходження цих речовин визначається розміщенням промислових підприємств, надходженням стічних вод населених пунктів тощо, які являються дестабілізуючими компонентами ландшафтів.

В межах Тетерівського екологічного коридору більшість об'єктів характеризувалися підвищеним рівнем забруднення за даним показником, так, на діапазон від 3 до 4 категорії припадали 53 % точок; від 4 до 5 – 15 %, усі інші – нижче 5 категорії. Так, майже 40 % від усіх отриманих значень у категорії нестабільних, малостабільних та середньостабільних ландшафтів характеризувалися індексами вмісту специфічних токсичних та радіаційних речовин нижче 3 категорії, а близько 15 % - нижче 4 категорії (Рис. 3, А).



А



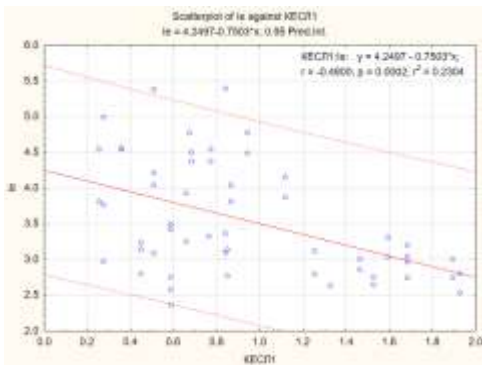
Б

Рис. 4. Розподіл індексів вмісту специфічних речовин токсичної та радіаційної дії у воді в залежності від ступеню стабілізації та дестабілізації ландшафту

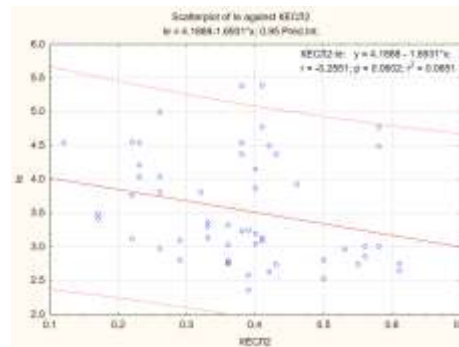
Тому, за даними аналізу можна свідчити, що дестабілізація ландшафтів та перехід їх до категорії «нестабільних» обумовлювало погіршення стану води за Іт з діапазону 3-4 категорії («досить чисті» – «слабко забруднені») у діапазон 3 – 7 категорій («досить чисті» – «дуже брудні»).

Слід відзначити, що не виявлено достовірних залежностей взаємозв'язку коефіцієнта екологічної стабілізації біотехнічних елементів ландшафту (КЕСЛ2) та якості води за вмістом речовин токсичної та радіаційної дії. 40 % досліджуваних точок припадали на ландшафти зі значеннями КЕСЛ = 0,3...0,4, серед яких більшість проб води за значеннями Іт розподілялись у діапазоні 3-5 категорій, при чому чітко виражених тенденцій розподілу точок виявлено не було (Рис. 3, Б). Однак, переважна більшість точок зі значеннями Іт нижче 5 категорії формувались в межах малостабільних та нестабільних ландшафтів. Тому, можна припустити, що формування якості води за індексом Іт нижче 5 категорії пов'язане із рівнем екологічної дестабілізації біотехнічних елементів, однак зважаючи на низьку статистичну достовірність потребує поглибленого дослідження.

У відповідності з блоковими індексами, загальний екологічний індекс якості води р. Тетерів складає 3,1, що вимагає віднесення її до 3 категорії II класу зі зміщенням у 4 категорію III класу. Екологічний індекс, обчислений за екстремальними значеннями параметрів, становить 4,1, що вимагає віднесення якості води до 4 категорії III класу зі зміщенням у 5 категорію III класу.



А



Б

Рис. 5. Розподіл інтегрованих екологічних індексів якості води (І<sub>Е</sub>) в межах Тетерівського екологічного коридору в залежності від ступеня стабілізації та дестабілізації ландшафту (КЕСЛ1 та КЕСЛ 2).

Загальна оцінка впливу ступеня стабілізації та дестабілізації ландшафту на якість води показала суттєвий зворотній кореляційний зв'язок вказаних компонентів між собою ( $r = -0,4800$ ) (Рис. 4, А). Більшість ландшафтів в межах Тетерівського екологічного коридору характеризувалися значеннями інтегрованого екологічного індексу  $I_E$  від 2,5 до 3,5, однак чіткого розподілу та залежності даного діапазону значень від екологічної стабільності ландшафту не виявлялося. Натомість, 90 % точок зі значеннями  $I_E$  в діапазоні перехідних категорій від 3,5 у 5,5 розміщуються у малостабільних та нестабільних ландшафтах зі значеннями КЕСЛІ нижче 1,0. Отже, за даними аналізу можна свідчити про те, що погіршення якості води нижче 3,5 категорії обумовлюється дестабілізацією структури ландшафту. Схожі дані отримані при аналізі показника КЕСЛ2 (Рис. 4, Б). Так, 95 % точок, що характеризуються значеннями якості води за  $I_E$  нижче 3 категорії формувалися в умовах малостабільних та нестабільних ландшафтів. З огляду на це, можна говорити, про уточнення та доповнення даних, отриманих при розрахунку КЕСЛ1, а саме, що дестабілізація ландшафтів обумовлює погіршення стану води вже починаючи з 3 категорії

УДК 581.526.325 (477.42)

## БІОІНДИКАЦІЙНИЙ АНАЛІЗ ВИДОВОГО СКЛАДУ ФІТОПЛАНКТОНУ РІЧКИ ПЕРГА (БАСЕЙН ПРИП'ЯТІ)

*Ю.С. Шелюк*

*Житомирський державний університет імені Івана Франка, вул. Велика Бердичівська, 40,  
м. Житомир, 10008, Україна*

Наслідком впливу діяльності людини на навколишнє середовище є посилене евтрофування та забруднення річкових екосистем, внаслідок якого відбуваються зміни структури і функціонування угруповань гідробіонтів. Передусім ця проблема гостро стосується поліських річок, які в зазнали ще й додаткового антропогенного пресу внаслідок великомасштабної меліорації цього регіону.

Провідну роль у функціонуванні водних екосистем поліських річок відіграють угруповання водоростей, які формують структурно-функціональні зв'язки на різних рівнях їх організації: популяційно-видовому й ценотичному [5]. Показово значення має різноманітність фітопланктону, оскільки значна кількість водоростей є біоіндикаторами, за складом яких можна охарактеризувати водну екосистему та оцінити її стан.

На сьогодні переважаючий фрагментарний характер вивчення планктонних водоростей малих річок Українського Полісся не дозволяє виявити направленість змін у них, унеможлиблює проведення моніторингу, розробку ефективних заходів запобігання самозабруднення та незворотнім перебудовам у них. Саме тому вивчення складу та проведення біоіндикаційного аналізу видового складу фітопланктону річки Перга (басейн Прип'яті) є актуальним.

Мета роботи – оцінка якості води р. Перга за біоіндикаційними характеристиками видового складу фітопланктону.

Відбір альгологічних проб здійснювали двічі на місяць епродовж вегетаційних сезонів 2016–2017 рр. Проби фіксували, згущували та камерально опрацьовували

загальновідомими методами [3]. У роботі застосовано таксономічну систему водоростей, запропоновану у зведенні «Algae of Ukraine» [6]. Біоіндикаційний аналіз здійснено з урахуванням індикаторних властивостей водоростей, наведених у монографії С.С. Барінової зі співавторами [1]. Розрахунок класу якості вод здійснювали згідно [4].

Перга – це річка, що протікає у межах території Олевського та Ємільчинського районів Житомирської області. Має довжину близько 67 км, площу басейну – 633 км<sup>2</sup>, який характеризується значною лісистістю. На річці споруджено понад 20 ставків [2].

За час досліджень у планктоні р. Перга було виявлено 66 видів водоростей, представлених 68 внутрішньовидовими таксонами, включно з номенклатурним типом виду з 7 відділів: Bacillariophyta – 33 (33), Euglenophyta – 11 (13), Chrysophyta і Chlorophyta – по 7 (7), Cyanoprokaryota – 5 (5), Cryptophyta – 2 (2), Dinophyta – 1 (1).

Середнє значення родового коефіцієнту склало 1,7. Найбільшу насиченість родів видами і внутрішньовидовими таксонами, мав відділ Euglenophyta (3,7). Висока насиченість родів видами в евгленофіт, яку ми раніше відмічали й для інших поліських річок, скоріше за все, пов'язана з їх високою можливістю пристосовуватися до дії різних чинників середовища.

Максимальну кількість видів і внутрішньовидових таксонів водоростей планктону р. Перга спостерігали у літній період, найменшу – в осінній. Упродовж усіх сезонів у формуванні видового та внутрішньовидового різноманіття провідна роль належала відділам Bacillariophyta та Euglenophyta. Ці відділи були провідними і за частотою трапляння видів (обчислені показники флористичного індексу  $F_{spp}$  для діатомових сягали 39%, для евгленових – 21%).

Кількісні показники розвитку фітопланктону р. Перга протягом 2016–2017 рр. коливалися в досить широких межах (біомаса варіювала від 0,001 до 3,502 г/м<sup>3</sup>, чисельність – від 0,003 до 3,250 млн. кл/дм<sup>3</sup>), їх середні за вегетаційні сезони показники склали відповідно 1,140 г/м<sup>3</sup> і 1,062 млн. кл/дм<sup>3</sup>. Провідна роль у формуванні чисельності водоростевих клітин належала діатомовим, золотистим і зеленим водоростям, а біомаси фітопланктону – синьозеленим, діатомовим і евгленовим водоростям.

За період досліджень у планктоні водотоку було виявлено 24 види-домінанти за чисельністю та 25 – за біомасою водоростевих клітин. У цілому майже половина видового багатства річки на протязі різних періодів часу виступала в якості структурного організатора водоростевих угруповань, що вказує на різноманітність їх складу і може виступати енергетичною основою стійкості річкової екосистеми до дії абіотичних та біотичних чинників, адже водорості виступають як енергетичний ресурс, що здатний підтримувати у природних умовах функціонування гідробіонтів вищих трофічних рівнів.

Провідна роль у структурі фітопланктону р. Перга належала бентосним формам. Їх частка сягала 37% від загальної кількості видів, для яких знайдено літературні відомості. Трохи меншою була роль планктонно-бентосних (35%) та планктонних форм (28%). Такий розподіл індикаторів за місцем перебування обумовлений переважанням мілководних ділянок та винесенням у товщу води форм, приурочених до придонних горизонтів.

За відношенням до рН у фітопланктоні р. Перга переважали нейтрофіли й алкаліфіли (по 44%), на частку алкалібіонтів припадало 6% індикаторних видів водоростей, ацидофілів – 2%. Отже води річки є слабколужними.

За галобністю переважали олігогалоби-індиференти (73%), зі значно меншою

представленістю зустрічалися олігогалофи-галофіли і мезогалофи (по 11%), олігогалофи-галофоби (6%).

За температурною приуроченістю планктонні водорості водотоку розділилися між двома групами: індиференти (54%) та евритерми (46%). Це є свідченням нормальних температурних умов, що сприяють розвитку фітопланктону.

Види-індикатори текучості вод та їх насичення киснем розподілилися на 4 групи: повільнотекучі (55%), стоячі (39%), текучі та аерофіли (по 3%). Це вказує на те, що річкові води помірно збагачені киснем, а також мають відносно повільну течію.

Ранжування діатомових водоростей за групами індикаторів за системою Ватанабе показало, що еврисапробами є 76% індикаторних видів (тобто таких, що можуть витримувати помірне органічне забруднення), сапрофілами – 14%, сапроксенами – 10%.

Оригінальними дослідженнями встановлено, що у фітопланктоні р. Перга за системою Пантле-Бук (у модифікації Сладечека) переважали бетамезосапробіонти – 22%, бета-олігомезосапробіонти – 16% та олігосапробіонти – 14%. Менші частки мали оліго-бетамезосапробіонти, оліго-альфамезосапробіонти, бета-альфамезосапробіонти (по 8%), ксеносапробіонти, ксено-олігосапробіонти, оліго-ксеносапробіонти (по 6%), альфа-бетамезосапробіонти (4%), полісапробіонти та ксено-бетамезосапробіонти (по 2%). Такий розподіл видів-індикаторів органічного забруднення вод вказує на III клас їх якості.

Отже, в результаті проведеного біоіндикаційного аналізу встановлено, що у р. Перга переважають бентосні і планктонно-бентосні види водоростей, а також індикатори середньої текучості вод, помірного температурного режиму, нейтрофіли й алкаліфіли за відношенням до рН, індиференти за рівнем солоності. Річкова вода за рівнем органічного забруднення за Пантле-Бук належить до III класу якості вод, за системою Ватанабе – характеризується помірним умістом органічних сполук.

Оригінальні дані щодо особливостей видового складу фітопланктону р. Перга, частоти трапляння, сезонного розподілу видів та біоіндикаційних характеристик можуть стати точкою відліку для проведення майбутнього моніторингу екологічного стану екосистеми річки.

#### Література

1. Барінова С.С. Биоразнообразие водорослей-индикаторов окружающей среды / Барінова С.С., Медведева Л.А., Анисимова О.В. – Тель-Авив: PiliesStudio, 2006. – 498 с.
2. Географічна енциклопедія України : у 3 т. / О. М. Маринич та ін. – К. : «Українська радянська енциклопедія» ім. М. П. Бажана, 1989. – 480 с.
3. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / За ред. В.Д. Романенка. – К.: ЛОГОС, 2006. – С. 8–24.
4. Методика встановлення і використання екологічних нормативів якості поверхневих вод суші та естуаріїв України / В.Д. Романенко, В.М. Жукинський, О.П. Оксінок та ін. – К., 2001. – 48 с.
5. Щербак В.І., Майстрова Н.В., Морозова А.О., Семенюк Н.Є. Національний природний парк «Прип'ять–Стохід». Різноманіття альгофлори і гідрохімічна характеристика акваландшафтів / За ред. В.І. Щербака. – К.: Фітоцентр, 2011. – 164.
6. Algae of Ukraine: diversity, nomenclature, taxonomy, ecology and geography. Vol. 1. Cyanoprocarvota, Euglenophyta, Chrysophyta, Xanthophyta, Raphidophyta, Phaeophyta, Dinophyta, Cryptophyta, Glaucocystophyta, and Rhodophyta / Eds. P.M. Tsarenko, S.P. Wasser, E. Nevo. – Ruggell: Ganter Verlag, 2006. – 713 p.

## ПРОБЛЕМИ ЕКОЛОГІЧНОГО ЗБЕРЕЖЕННЯ ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ

*Климчик О. М.*

*Житомирський національний агроекологічний університет, бульвар Старий, 7,  
Житомир, 10008, Україна*

Учасники конференції ООН по навколишньому середовищу і розвитку в Ріо-де-Жанейро (1992 р.) та Всесвітньої зустрічі по стійкому розвитку в Йоган-несбурзі (2002 р.) виявили глибоку заклопотаність погіршенням якості навколишнього середовища і зниженням біологічної різноманітності. Зокрема наголошувалося, що збереження екологічно безпечного стану біосфери, всіх її складових є життєво важливим обов'язком усіх держав і кожного члена суспільства. З огляду на це було прийнято ряд європейських директив щодо забезпечення якості води та управління водними ресурсами, розроблені наукові основи водної стратегії України [2, 4, 5].

Розглядаючи водну екосистему, як цілісну функціональну одиницю біосфери, слід відмітити, що будь-який організм або сукупність організмів завжди існують в системі екологічних зв'язків за умови поєднання декількох чинників середовища. Наслідком такої взаємодії стає або процвітання, або пригніченість, або смерть як на організмовому, так і на популяційному і біо-ценотичному рівнях. Тому найважливішою проблемою гідроекології є проблема якості води, зокрема з'ясування екологічних основ її формування в екосистемах різних водних об'єктів – річках, озерах, водосховищах, морях і океанах.

Стан і функціонування водних екосистем в цілому, як складових біосфери визначаються сукупністю фізичних, хімічних, фізико-хімічних, гідрологічних та інших параметрів водного середовища, що в певних межах забезпечують необхідні умови існування водних організмів, формування і функціонування їх популяцій, угруповань, біоценозів й екосистем в цілому [1].

Нині водоймищ з антропогенно незміненими екосистемами практично немає. Йдеться лише про ступінь і характер таких змін.

До найбільш суттєвих антропогенних чинників, що впливають на увесь хід біологічних процесів і призводять до змін у водних екосистемах, належать: гідротехнічне будівництво (зарегулювання річкового стоку дамбами, спорудження каналів, міжбасейнове перекидання стоку тощо), випрямлення русел річок, поглиблення дна, надмірне водокористування, забруднення водойм стічними водами промислових виробництв і комунально-побутовими стоками, скидання у водні об'єкти підігрітих вод, нафтове забруднення морів і океанів внаслідок аварій танкерів, а прісних вод – внаслідок судноплавства і широкого використання моторних човнів для рекреації і рибальства, а також надходження забруднюючих речовин з водозбірної площі, які можуть мати як біотичний так і токсичний характер. Під впливом цих чинників у водних екосистемах істотним чином змінюються фізико-хімічні та біологічні процеси. Це призводить до різкого погіршення стану екосистем і втрати їх природної стійкості, а також до зниження якості води, зменшення видового біорізноманіття та, як наслідок, – до втрати біологічної продуктивності водойм.



Наслідком дії антропогенних чинників, що найбільшою мірою змінюють якість природних вод і знижують біологічну продуктивність водойм, є:

- евтрофікація, обумовлена підвищенням вмісту у воді біогенних речовин – азоту і фосфору, що викликає надмірний розвиток водоростей і подальше само-забруднення водойми при їх відмиранні;
- сапробізація – органічне забруднення внаслідок надходження речовин органічного походження, як зі стічними водами, так і з прилеглих територій;
- токсифікація – токсичне забруднення хімічними речовинами різного походження;
- теплове забруднення внаслідок скидання у водні об'єкти підігрітих вод теплових і атомних електростанцій;
- ацидифікація – зміна активної реакції води (рН) внаслідок випадання кислотних дощів;
- радіонуклідне забруднення тощо (рис. 1).

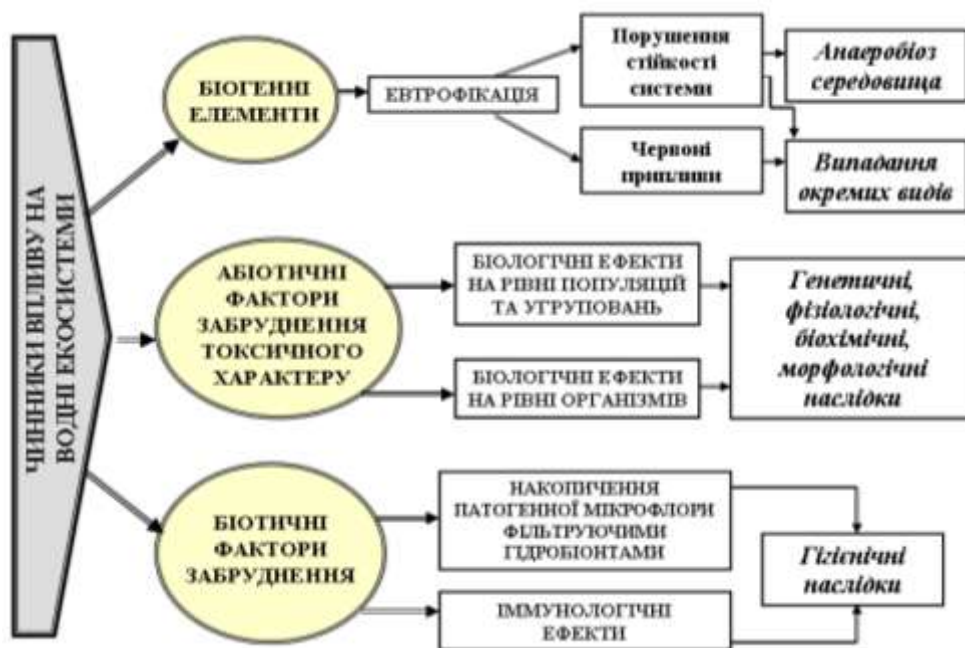


Рис. 1. Екологічні наслідки забруднення водних екосистем

Зазначені чинники призводять до порушення процесів самоочищення водних екосистем, що зумовлює іншу проблему – втрату біологічної продуктивності водоймищ, з якою пов'язано вирішення багатьох проблем рибного господарства і рибного промислу – рибництво в природних водоймах, ставове рибництво, відтворювання рибних запасів, промислових безхребетних тварин (раків, крабів, молюсків) і водоростей, штучне розведення корисних водних організмів (аквакультури) і багато інших аспектів їх використання в народному господарстві.

Наразі зростання чисельності населення, інтенсифікація промислової і сільськогосподарської діяльності, розвиток водного туризму здійснює все більший тиск на водоймища. У ХХІ ст. найбільше вплив на водне середовище, а саме на гідробіологічні процеси, що відбуваються в ньому, і якість води набули антропогенні чинники. Господарська діяльність людини, забруднення водойм, необмежений промисел морських тварин, хижацьке використання рибних запасів призвели до перебудови структури

біоценозів, різкого зниження чисельності корисних водних тварин, вимирання якнайменше захищених видів. Це негативно позначається на стані цінних і вкрай уразливих водних екосистем – погіршується якість води, знижуються видовий склад і чисельність гідро-біонтів.

Тому необхідно досліджувати природу взаємозв'язків гідрологічних явищ та особливостей екосистем водних об'єктів, розкривати механізм впливу гідрологічних умов на біотичні компоненти екосистем та інші абіотичні чинники, кількісно оцінювати основні елементи гідрологічного (лімітуючі умови абіотичного середовища) та гідробіологічного режимів [1, 3, 5].

Наразі основна мета гідроекологічних досліджень полягає в науковому обґрунтуванні шляхів і засобів збереження водного середовища і життя в ньому, як необхідної основи існування людського суспільства і розвитку продуктивних сил, розробці методів контролю та управління ключовими гідро-логічними чинниками, які визначають структурно-функціональні особливості угруповань гідробіонтів з метою регулювання якості вод, стану екосистем, біопродуктивності та рибопродуктивності водних об'єктів.

А це означає – передбачати можливі негативні наслідки господарської діяльності та управляти природними процесами у водному середовищі, спираючись на знання закономірностей їх перебігу. У поєднанні з науково-технічними розробками гідроекологічні дослідження дають змогу розв'язувати проблеми збереження довкілля найбільш раціонально й економічно ефективно.

#### Література

1. Яцык А. В. Гидроэкология / А. В. Яцык, В. М. Шмаров. – К. : «Урожай», 1992. – 192 с.
2. Водна стратегія України на період до 2025 року (наукові основи). – К., 2015. – 46 с.
3. Климчик О. М. Біоремедіація водних систем від забруднення органічними речовинами / О. М. Климчик, А. П. Багмет // Вода: проблеми та шляхи вирішення. Зб. статей наук.-практ. конф. з міжнародною участю. – Житомир : Вид-во ЖДУ ім. І. Франка. – 270 с. – С. 101-104.
4. Климчик О. М. Аспекти реалізації водної політики ЄС в регіоні / О. М. Климчик, А. П. Багмет // Тези Всеукраїнської наук.-практ. конф. «Сталий розвиток країни в рамках Європейської інтеграції». – Житомир : ЖДТУ, 2016. – 167 с. – С. 61.
5. Якість води та управління водними ресурсами [Електронний ресурс]: короткий опис Директив ЄС та графіку їх реалізації. К. : Європейський Союз, 2014. – Режим доступу : [http://buvrtysa.gov.ua/newsite/download/Water\\_brochure.pdf](http://buvrtysa.gov.ua/newsite/download/Water_brochure.pdf).

## ТЕХНОЛОГІЯ ЗАВОДСЬКОГО ВІДТВОРЕННЯ БІЛОГО АМУРА ТА ЕФЕКТИВНІСТЬ ЗАХОДІВ ПРОФІЛАКТИКИ САПРОЛЕГНІОЗУ ІКРИ ПРИ ЇЇ ІНКУБАЦІЇ У РИБОГОСПОДАРСЬКОМУ ПІДПРИЄМСТВІ

*Калініченко І, студентка 2 курсу, ЖНАЕУ  
Фещенко В.П., доцент ЖНАЕУ*

### **Вступ**

Рослиноїдна риба далекосхідного комплексу білий амур завезена до рибних господарств України у 50-х роках ХХ століття. В нинішній час займає досить суттєве місце в рибному господарстві. Цей об'єкт рибництва має особливе значення у сучасних умовах перехідного періоду до ринкових відносин в країні, коли різко виросли ціни на комбікорми і вирощування традиційного об'єкта рибництва коропа у багатьох випадках стає нерентабельним. У сучасних умовах за випасного вирощування рослиноїдні риби, як консументи I та II порядку, в окремих рибних господарствах України займають у об'ємі вирощеної рибної продукції до 60–80 %, без відчутного збільшення затрат кормів та добрив.

В природних умовах ікрометання білого амура відбувається в період літніх повеней. Нерест проходить в руслах великих річок на швидкій течії. Мінімальна температура, за якої починається нерест, становить 18–20 С, максимальна – 26–30 С. Ікра в усіх видів батипелагічна, неклеяка, швидко набрякає, підтримується в товщі води турбулентністю річкового потоку. Залежно від температури води період розвитку ікри триває від 60 год (за температури 17–18 С) до 18–20 год. (за температури – 27–29 С).

В природних водоймах України рослиноїдні риби не розмножуються, що пов'язано із відсутністю в них необхідних біологічних та екологічних умов, властивих для даних об'єктів аквакультури. Одержання від них потомства можливе лише шляхом їх заводського відтворення.

Проведення робіт з акліматизації та відтворення рослиноїдних риб у внутрішніх водоймах України дозволило розробити основні технологічні параметри їх відтворення та вирощування. Вік, у якому настає статева зрілість у інтродукованих до внутрішніх водойм України рослиноїдних риб, залежить від умов їх утримання. Визначальним фактором є температурний режим та забезпеченість риби їжею. Найбільш сприятливими районами для розведення та вирощування даних інтродуцентів є південні, де сума ефективного тепла сприяє більш ранньому статевому дозріванню їх плідників. Вирощують рослиноїдних риб у ставах, плавучих садках, установлених у водоймах-охолоджувачах, безпосередньо у водосховищах та інших водоймах.

Технологія відтворення рослиноїдних риб включає такі основні складові, як вирощування та утримання племінного стада, одержання потомства, вирощування посадкового матеріалу.

**Вирощування та утримання племінного стада рослиноїдних риб.** При вирощуванні племінного матеріалу слід урахувати видові та вікові особливості цих видів риб, максимально забезпечувати їх харчові потреби.

Білий амур у більш зрілому віці здатний швидко споживати у ставах рослинність, і коли відчувається її нестача, до ставів вносять зелену рослинність з розрахунку 30–50 кг на 1 кг приросту риби

Вирощування племінного матеріалу всіх білого амура проводиться в полікультурі. Навесні у період зариблення ставів та восени під час посадки риби на зимівлю проводять її профілактичну обробку. Щовесни та восени здійснюють бонітування риби, за якого визначають її ріст, масу, загальноприйняті індекси. У плідників встановлюють ступінь статевого дозрівання, проводиться вибракування травмованої риби, а також особин, які відстали у рості.

Щільність посадки племінного матеріалу має бути невисокою і становить: для цьоголіток – близько 20 тис.екз./га, дволіток – 600 екз./га, триліток – 400 екз./га, чотириліток – 300 екз./га, п’ятиліток – 300 екз./га, плідників – 300 екз./га.

При роботі з рослиноїдними рибами плідників одержують також шляхом відлову їх з водойм комплексного призначення. При використанні таких водойм у якості маточних необхідний чіткий контроль за генетичною чистотою посадкового матеріалу, контроль за фізіологічним станом риби. Відпрацьовані також рибоводнобіологічні нормативи одержання потомства рослиноїдних риб та вирощування на базі скидних вод енергетичних об’єктів. Для цієї мети використовують безпосередньо водойми-охолоджувачі, садки, встановлені у цих водоймах або стави, які забезпечуються теплою водою.

**Одержання потомства рослиноїдних риб. Підготовка плідників до нересту.** Потомство рослиноїдних риб у рибних господарствах України, як і в більшості господарств інших країн, одержують штучним шляхом у заводських умовах, застосовуючи метод гонадотропних ін’єкцій. У південних районах самки бувають готовими до нересту вже у середині травня. Розвантажують зимувальні стави з плідниками, як правило, напередодні наступу нерестових температур води (18–200 С). Самців при бонітуванні поділяють на дві групи: до першої відносять тих, які легко виділяють сперму при обережному натисканні в області геніталію, мають добре виражене шлюбне вбрання; до другої – самців, у яких сперма або не виділяється, або її виділяється дуже мало. їх тримають як резерв, або ж висаджують на нагул. Самок та самців I групи відразу ж використовують для одержання потомства, II групу самок поміщають у стави для переднерестового утримання. У переднерестових ставах площею 0,05–0,2 га, глибиною до 2 м має бути постійний водообмін та можливість регулювання температури води.

**Проведення нерестової кампанії.** Період нерестової кампанії має бути дуже стислим – не більшим за 25–30 днів. Спочатку одержують потомство від білого амура та білого товстолоба, а через 10–15 днів – від строкатого товстолоба, як найбільш теплолюбного виду.

Готовність самок до нересту визначають також методом біопсії. Спеціальним шприцом з товстою голкою, яка має широкий діаметр отвору, із яєчника беруть декілька ікринок (роблять прокол попереду генітального отвору трохи вище від кіля під кутом 30–40°), які поміщають у спеціальний розчин (6 частин спирту ректифікату, 3 частини формаліну

(40%), 1 частина крижаної оцтової кислоти) і розглядають під мікроскопом. Якщо ікринка має овальну форму, а ядро зміщене до периферії, така самка готова до нересту. Якщо ікринка круглої форми з розміщеним по центру ядром, самка до нересту не готова.

Необхідними умовами для дозрівання рослиноїдних риб є сприятливий кисневий режим (вміст кисню не менше 5 мг/л), температура води – не нижча за 19–200 С. За умови зменшення розчиненого у воді кисню до 2 мг/л самки не дозрівають. Негативно позначається на дозріванні самок і різке зниження температури води. Для самок білого амура порогова температура, за якої дозрівання можливе, становить 160 С, Гіпофізарні ін'єкції рослиноїдним риbam проводять дворазово, що пов'язано з переднерестовими змінами в їх яєчниках, які проходять у два етапи. Перший з них характеризується передовуляційними змінами в овоцитах, що призводить до перетворення їх у зрілі ікринки. В заводських умовах це здійснюється завдяки дії невеликої кількості гормону гіпофіза. Другий передовуляційний етап, а саме овуляція, проходить внаслідок дії великої його дози. Через 12–24 години проводять друге ін'єктування самок, коли вводиться встановлена доза гормонального препарату. Це – так звана вирішальна ін'єкція.

#### **Залежність між температурою води та часом дозрівання самок рослиноїдних риб у заводських умовах**

Температура води , °С	Тривалість дозрівання самок , год	
	оптимальна	допустима
20–22	10-13	9-14
23-25	8-10	7-12
26-28	7-8	6-9

**Одержання зрілих статевих продуктів та осіменіння ікри.** Одержання зрілих статевих продуктів проводять у місцях, де немає попадання прямих сонячних променів. Відціджування ікри проводять у сухі миски і тази, ікра повинна повільно стікати по їх стінках (не падати сильним струменем). Від кожної самки її одержують в окрему посудину.

Самці, на відміну від самок, характеризуються порційністю дозрівання статевих продуктів, тому за необхідності їх можуть використовувати за період нерестової кампанії 2–3 рази. Сперму від самців можна заготовити за 1 год до одержання ікри від самок, або ж – після одержання зрілої ікри.. Посуд (пробірки, бюкси тощо) має бути сухим та чистим. До відціджуваної сперми не повинні попадати слиз, луска, екскременти риби – все це впливає на її якість та позначається на тривалості зберігання. Не допускається попадання у сперму крові, сперматозоїди в якій швидко злипаються і гинуть.

Зберігають сперму у термосі з широкою горловиною, на дно якої поміщають лід, вкритий марлею у декілька шарів. У промислових рибоводних роботах сперму як заготовлюють заздалегідь, так і зціджують безпосередньо на ікру. Осіменіння ікри проводять сухим („російським”) способом. Ікру, одержану від однієї самки, осіменяють спермою від 3–4 самців, з розрахунку 3–4 мл на 1 кг ікри. Сперму, долиту до ікри, рівномірно перемішують з ікрою віничком із пташиного махового пера, доливають до ікри воду з розрахунку, щоб вона її повністю вкрила, і знову перемішують. За цей період ікра відмивається від клейковини і починає набрякати. Після проведення таких заходів її розміщують в інкубаційні апарати. Плідників, після одержання від них зрілих статевих

продуктів, висаджують на нагул у стави. Відхід плідників за період інкубаційної кампанії становить: у білого амура – 10 %.

**Інкубація ікри.** Для інкубації ікри та витримування вільних ембріонів рослиноїдних риб використовують модифіковані апарати Вейса (системи ВНДППРГ) місткістю 50 л, 100 л, 200 л; а також апарати ІВЛ – 2 та „Амур”.

#### **Характеристика апаратів для інкубації ікри рослиноїдних риб**

Інкубаційний апарат	Місткість апарата, л	Вміст ікри в апараті, тис.ікринок	Витрати води, л/хв
ВНДППРГ	50	350	3-4
ВНДППРГ	100	750	5-7
ВНДППРГ	200	1500	8-10
ІВЛ-2	200	1500	14
Амур	200	1500	8-10

В процесі інкубації ікри вирішальне значення мають температурний та кисневий режими. Температура води в апаратах має підтримуватись на рівні 22–24<sup>о</sup>С (допускається від 20 до 28<sup>о</sup>С). Вміст розчиненого у воді кисню не може бути нижчим за 5 мг/л. Загиблу ікру з апаратів відбирають сифоном із верхніх шарів води, де вона концентрується. Масовий викльов ембріонів за нормальних температурних та інших умов відбувається, як правило, за 1–3 години. Витримування вільних ембріонів проводиться до 3–4 діб в апаратах ІВЛ-2 (до 2–3 млн.екз.), «Амур» (до 4 млн.екз.), або у спеціально обладнаних апаратах системи ВНДППРГ з надставками.

**Профілактика сапролегніозу ікри.** На даний час на рибогосподарських підприємствах поширюється захворювання риби й ікри – сапролегніоз. Збудником цієї хвороби є плісневі гриби порядку сапролегнієвих. Захворювання може виникати у будь-який період року. На сапролегніоз частіше хворіє травмована чи ослаблена риба. Чинниками, що сприяють розвитку хвороби на рибі, є травми, стреси, низька температура води (< 1<sup>о</sup>С), високе значення рН (рН > 8,3), наявність у воді значної кількості органічних речовин. Інтенсивність розвитку грибів на ікрі залежить від кількості травмованої та незаплідненої, тобто мертвої, ікри. Для лікування сапролегніозу молоді риб та ікри застосовують оброблення у ваннах барвниками (фіолетовий «К», метиленовий синій, основний яскраво-зелений). При сапролегніозі плідників уражені місця обробляють ватним тампоном, змоченим міцним розчином перманганату калію (1 г/л) чи малахітового зеленого (100 г/л). З метою профілактики сапролегніозу ікри слід вживати таких заходів: чітко дотримуватися технології отримання і запліднення ікри та утримання плідників; проводити профілактичне оброблення ікри коропа розчином фіолетового «К» (5 мг/л, експозиція 30 хв) за температури води 19 – 20<sup>о</sup>С на другу добу від початку інкубації. Для профілактики сапролегніозу риби створюють сприятливі умови вирощування, не допускають її травмування під час обловів і перевезень, стежать за гідрохімічним режимом, не допускають зниження температури води нижче 1<sup>о</sup>С та збільшення значення рН понад 8,3.

#### **Висновок**

Отже, за сприятливих заводських умов можливе якісне відтворення білого амура. Неодмінною умовою успішного розвитку личинок білого амура на ранніх етапах розвитку

- забезпечення їх протягом червня і початку липня достатньою кількістю тваринного корму (зоопланктону і бентосу). Це має вирішальне значення для подальшого зростання молоді при переході на рослинну їжу. Також білий амур відіграє велику екологічну роль. Він є активним біологічним меліоратором. Споживаючи водну рослинність, білий амур покращує гідрохімічний режим у водоймі і підтримує його санітарний стан.

**УДК 504.4**

## **ОЦІНКА ВПЛИВУ ДІЯЛЬНОСТІ ТОВ «ЧЕРВОНЕ-ПРОДСЕРВІС» НА СТАН ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ**

*Валерко Р.А.*

*Житомирський національний агроекологічний університет, бульвар Старий, 7, м. Житомир, 10008, Україна*

Водопостачання на ТОВ «Червоне-Продсервіс» здійснюється з трьох артсвердловин та технічного ставка в руслі р. Пустоха. Підземна вода використовується на власні госпитні, виробничі допоміжні потреби, а також передається ДП «Червоненський завод продтоварів». Поверхневі води ставка використовуються на виробничі допоміжні потреби. Стічні води, що потребують очистки, передаються на очисні споруди ДП «Червоненський завод продтоварів». Умовно чисті стічні води котельні потрапляють до річки Пустоха.

Поверхневі та підземні води, що задіяні у системі водопостачання ТОВ «Червоне-Продсервіс», використовуються на власні потреби, а також передаються ДП «Червоненський завод продтоварів» у вигляді води та пари.

Забруднені виробничі та господарсько-побутові стічні води товариства передаються для очищення на поля фільтрації ДП «Червоненський завод продтоварів». Стічні води від котельні скидаються у ставок в руслі р. Пустоха.

Облік отриманої свіжої води, повторно використаної води, а також відведених стічних вод ведеться по продуктивності насосного обладнання та часу його роботи.

Вода на допоміжні потреби використовується на:

- роботу котельні: при виготовленні пари, безперервній продувці котлів, поповненні внутрішньо котлових втрат, роботі водопідготовчої установки котельні (зрихлення, регенерація, відмивка фільтрів), на охолодження живильних насосів;
- утримання автотранспорту.

Вода на господарсько-питні потреби використовується на:

- господарсько-питні потреби працюючих;
- душові сітки;
- вологе прибирання приміщень;
- полив зелених насаджень.

На підприємстві задіяна система повторного використання води – при роботі котельні.

Води від котельні скидаються у ставок в руслі р. Пустоха. Вище по течії від випуску, на відстані 180 м, розташований випуск теплообмінних вод ДП «Червоненський завод продовольчих товарів», який здійснюється в ставок в руслі р. Пустоха.

В межах ділянки, що розглядається (від фонового до контрольного створу), в 180 м вище випуску промивних вод ТОВ «Червоне-Продсервіс», знаходиться випуск теплообмінних стічних вод ДП «Червоненський завод продтоварів».

Ділянка русла р. Пустоха зарегульована ставками.

Водомірний пост Гідрометслужби на р. Пустоха, лівої притоки р. Гуйва, відсутній, регулярні гідрологічні спостереження не проводяться.

Були проведені розрахунки мінімальної середньомісячної витрати води року 95 %-ї забезпеченості у відповідності до СНиП 2.01-14-83, яка складає 0,019 м<sup>3</sup>/с, а також санітарно-екологічний скид (згідно ИВН 333-5.1.07-87 прийнятий як мінімальний об'єм стоку року 75 % забезпеченості) – 0,033 м<sup>3</sup>/с. Останній прийнятий до розрахунку як для зарегульованого водотоку.

Фонова якість води – якість води водного об'єкта, що сформована під впливом природних процесів і усіх джерел надходження домішок, за винятком впливу домішок. Природна фонова якість – якість води, що сформована природними процесами за відсутністю антропогенного навантаження або в умовах тривалого неінтенсивного впливу антропогенних факторів, що важко піддаються регулюванню.

Розрахункова фонова якість і розрахункова природна фонова якість води – характеристика якості води, визначені для прийнятих розрахункових умов.

Фоновий створ – створ, розташований на водному об'єкті безпосередньо до місця впливу скиду зворотних вод з урахуванням напрямку течії.

У нашому випадку фоновий створ розташований на р. Пустоха, в 500 м вище спуску стічних вод.

Головним фактором антропогенного впливу на екологічний стан водних об'єктів є забруднення вод хімічними сполуками, які можуть чинити токсичну дію на водні біоценози, внаслідок чого відбувається зменшення біологічної продуктивності, порушення процесів самоочищення, погіршення якості води.

Для оцінки абіотичної складової водних екосистем за хімічними показниками якості води нами використана методика визначення коефіцієнта рівня забрудненості води (Кз).

Коефіцієнт забрудненості (Кз) є узагальненим показником, що характеризує рівень забрудненості сукупно по низці показників якості води, які багаторазово виміряно у кількох пунктах (створах) спостережень водних об'єктів [1].

За означеною Методикою можна розрахувати не тільки загальний Кз для ряду показників якості води, а також рівень забрудненості з використанням одного будь-якого показника, який має визначальну роль у забрудненні води.

Для оцінки якості води за рівнем її забрудненості хімічними речовинами було використано узагальнений показник, який характеризує кратність перевищення нормативів у долях ГДК. Розрахунок коефіцієнту забрудненості дозволяє оцінити якість води інтегрально – одним числом. Рівні забрудненості води оцінювали на основі значень отриманих коефіцієнтів забрудненості за наступною шкалою, наведеною у методиці [1].



Розрахунок коефіцієнту забрудненості р. Пустоха проходив по трьом створам: 1 – скид зворотних вод від ТОВ «Червоне-Продсервіс», 2 – р. Пустоха вище скиду, 500 м, 3 – нижче скиду, 500 м за 10-ма показниками. Розрахунок КЗ зведено у таблицю 1.

Таблиця 1

**Розрахунок коефіцієнту забрудненості для р. Пустоха**

Найменування контролюючих пунктів (створів)	Нормовані показники									
	БСК	Аміак	Нітри т-іони	Нітра т-іони	Залізо загальне	Фосфати	Хлорид-іони	Сульфат-іони	Завислі речовини	Сухий залишок
ГДК, мг/дм <sup>3</sup>	2,26	0,39	0,08	40,0	0,1	0,17	300,0	100,0	0,75	1000,0
Концентрації домішок, мг/дм <sup>3</sup>										
Створ 1	4,25	1,05	0,07	2,8	0,315	0,26	59,0	66,0	7,9	375,0
Створ 2	5,12	1,25	0,069	2,3	0,390	0,10	36,0	45,0	7,8	410,0
Створ 3	5,20	1,26	0,072	2,3	0,410	0,12	37,0	45,0	7,9	412,0
Розрахунок $\Sigma\gamma_{ij}$										
Створ 1	1,88	2,69	1	1	3,15	1,53	1	1	10,53	1
Створ 2	2,27	3,21	1	1	3,90	1	1	1	10,4	1
Створ 3	2,3	3,23	1	1	4,10	1	1	1	10,53	1
Розрахунок КЗ										
$\Sigma\Sigma\gamma_{ij}$	6,45	9,13	3	3	11,15	3,53	3	3	31,46	3
Ni	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
$\gamma_i$	2,15	3,04	1	1	3,72	1,18	1	1	10,5	1
										<b>2,6</b>

Отже, розрахований коефіцієнт забрудненості р Пустоха становить 2,6 і використовуючи шкалу оцінювання можна стверджувати, що вода у річці є помірно забруднена. Найбільші перевищення ГДК зафіксовані для таких речовин: БСК<sub>5</sub>, аміак, залізо загальне і завислі речовини. На основі отриманих розрахункових даних вважаємо за доцільне розробити рекомендації, що зниження у зворотних водах ТОВ «Червоне—Продсервіс» саме цих забруднюючих речовин.

### Література

1. КНД 211.1.1.106-2003. Організація та здійснення спостережень за забрудненням поверхневих вод (в системі Мінекоресурсів). – Київ, 2003. – с. 70. – Бібліотека офіційних видань.
2. Кравченко В. С. Водопостачання і водовідведення : підручник для студ. вищих навч. закл. / В. С. Кравченко [та ін.] ; Національний ун-т водного господарства та природокористування. - Рівне : НУВГП, 2007. - 432 с.

УДК 504.4

## ЕКОЛОГО – САНІТАРНА ЯКІСТЬ ВОДИ З ДЖЕРЕЛ НЕЦЕНТРАЛІЗОВАНОГО ВОДОПОСТАЧАННЯ, РОЗТАШОВАНИХ НА ТЕРИТОРІЇ ПУЛИНСЬКОГО РАЙОНУ

*Кравчук Т. В.  
Магістрант ЖНАЕУ*

### **Вміст нітратів у воді джерел нецентралізованого водопостачання (артезіанські свердловини)**

На території Пулинського району наявна не значно велика кількість артезіанських свердловин, тому для дослідження ми обрали 10 об'єктів, бо значна частина артезіанських свердловин в даний час є законсервованими, тобто тимчасово не діючими.

З огляду на те що в попередньому розлілі 3, за проведених досліджень було виявлено, що основним джерелом забрудження води із джерел нецентралізованого водопостачання є нітрати. Через те нами було проведено ще ряд досліджень на виявлення нітратів у артезіанській воді на території Пулинського району та населених пунктів. Зокрема на території району наявні десять основних робочих артезіанських свердловин, з яких ми протягом дослідного періоду (2014-2016 рік )відбирали проби на якісь води з цих джерел. Дані спостережень наведені в (табл. 4.1 - 4.5)

Результати свідчать про наступне, що в початковий період відбору проб за зимово – весняний (2014 року) спостерігалася стабільна ситуація по вмісту нітратів в свердловинах. У зимовий період 2014 р. середній вміст нітратів у воді з артезіанських свердловин був на рівні 20,0мг/дм<sup>3</sup>, а межі його коливання складали від 12,6до 33,7 мг/дм<sup>3</sup>. Через те що в зимовий період поступання забрудників, тимчасово зменшується тому що не відбуваються сільськогосподарські роботи, по обробленню земель хімічними засобами догляду та захисту ґрунту та рослинності, а це є основне джерело поступання нітратів в ґрунт. Навесні стан незначно погіршився, показник зріс на 40%, бо почався насичення підземних вод завдяки зимового стоку талих вод, що несе за собою значну кількість нітратів та інших шкідливих речовин. Перевищення нітратної межі було помічено лише в с.Новини, біля дитячого садочка.

*Результати дослідження питної води з артезіанських свердловин, розташованих на території Пулинського району, 2014р. n=20*

Дата спостереження	Місце відбору проби	Вміст нітратів, мг/дм <sup>3</sup>
<i>Зимовий період</i>		
10.01.14	с. Улашанівка, вул. Ватутіна, кафе «Українські страви»	15,0
10.01.14	с. Курне , вул. Кірова, школа	17,0
17.02.14	с. Соколів, вул.. Перемоги, лікарня	29,2
17.02.14	с. Тетірка, дит. садок	33,7
20.02.14	с.Стрибіж, школа	20,0
21.02.14	Смт. Червоноармійськ, вул. Першотравнева, школа	22,0
21.02.14	сmt. Червоноармійськ вул. Леніна 33, ФАП	12,6
21.02.14	с. Молодіжне, вул. Шевченка 77,ФАП	13,2
27.02.14	с. Андріївка, вул. Аеродромна 22, дит.садок	21,0
27.02.14	с. Новини, дитячий садок	30,1
<i>Весняний період</i>		
03.03.14	с. Улашанівка, вул. Ватутіна, кафе «Українські страви»	41,0
03.03.14	с. Курне , вул. Кірова, школа	37,5
20.03.14	с. Соколів, вул.. Перемоги, лікарня	29,4
25.03.14	с. Тетірка, дит. садок	40,3
01.04.14	с.Стрибіж, школа	32,6
04.04.14	Смт. Червоноармійськ, вул. Першотравнева, школа	32,4
07.04.14	сmt. Червоноармійськ вул. Леніна 33, ФАП	28,8
14.04.14	с. Молодіжне, вул. Шевченка 77,ФАП	22,9
23.05.14	с. Андріївка, вул. Аеродромна 22, дит.садок	36,0
23.05.14	с. Новини, дитячий садок	58,7
<b>Нормативне значення показника</b>		<b>50,0</b>

У літній період середній вміст нітратів у воді зріс приблизно на 25%, а межі його коливання становили 25,0 – 55,0 мг/дм<sup>3</sup>. Перевищення ГДК вмісту нітратів було зафіксоване лише у воді свердловини с. Стрибіж і Тетірка(табл. 4.2). В осінній період значних змін не відбулося, але рівень надходження нітратів зменшення, через закінчення сільського господарських робіт, через які ґрунтові води отримували найбільшу частину нітратів в період весняного обробітку ґрунту та посівної.

Таблиця 4.2

*Результати дослідження питної води з артезіанських свердловин, розташованих на території Пулинського району, 2014р. n=20*

Дата спостереження	Місце відбору проби	Вміст нітратів, мг/дм <sup>3</sup>
<i>Літній період</i>		
03.06.14	с. Улашанівка, вул. Ватутіна, кафе «Українські страви»	35,0
03.06.14	с. Курне , вул. Кірова, школа	25,0
11.06.14	с. Соколів, вул.. Перемоги, лікарня	39,2
1.07.14	с. Тетірка, дит. садок	53,7
2.07.14	с.Стрибіж, школа	55,0
21.07.14	Смт. Червоноармійськ, вул. Першотравнева, школа	38,0
21.07.14	смт. Червоноармійськ вул. Леніна 33, ФАП	46,6
22.08.14	с. Молодіжне, вул. Шевченка 77, ФАП	43,2
21.08.14	с. Андріївка, вул. Аеродромна 22, дит.садок	31,0
21.08.14	с. Новини, дитячий садок	42,5
<i>Осінній період</i>		
02.09.14	с. Улашанівка, вул. Ватутіна, кафе «Українські страви»	33,4
02.09.14	с. Курне , вул. Кірова, школа	32,5
16.09.14	с. Соколів, вул.. Перемоги, лікарня	31,4
05.10.14	с. Тетірка, дит. садок	47,3
06.10.14	с.Стрибіж, школа	32,6
16.10.14	Смт. Червоноармійськ, вул. Першотравнева, школа	34,4
07.11.14	смт. Червоноармійськ вул. Леніна 33, ФАП	41,8
18.11.14	с. Молодіжне, вул. Шевченка 77, ФАП	40,9
18.11.14	с. Андріївка, вул. Аеродромна 22, дит.садок	37,0
21.11.14	с. Новини, дитячий садок	38,7
<b>Нормативне значення показника</b>		<b>50,0</b>

У зимовий період 2015 року середній вміст нітратів у воді з артезіанських свердловин був на а межі від 8,0 до 30,2 мг/дм<sup>3</sup>. У весняний період 2015 р. середній вміст нітратів у воді збільшився порівняно із зимовим майже на 15 % і склав в межах 56,0 – 38,8 мг/дм<sup>3</sup>

Таблиця 4.3.

*Результати дослідження питної води з артезіанських свердловин, розташованих на території Пулинського району, 2015р. n=20*

Дата спостереження	Місце відбору проби	Вміст нітратів, мг/дм <sup>3</sup>
<i>Зимовий період</i>		
12.01.15	с. Улашанівка, вул. Ватутіна, кафе «Українські страви»	18,0
12.01.15	с. Курне , вул. Кірова, школа	19,0

12.02.15	с. Соколів, вул.. Перемоги, лікарня	30,2
15.02.15	с. Тетірка, дит. садок	30,0
15.02.15	с.Стрибіж, школа	25,0
16.02.15	Смт. Червоноармійськ, вул. Першотравнева, школа	27,0
16.02.15	с.мт. Червоноармійськ вул. Леніна 33, ФАП	22,6
23.02.15	с. Молодіжне, вул. Шевченка 77, ФАП	23,2
23.02.15	с. Андріївка, вул. Аеродромна 22, дит.садок	8,0
23.02.15	с. Новини, дитячий садок	10,1
<b>Весняний період</b>		
03.03.15	с. Улашанівка, вул. Ватутіна, кафе «Українські страви»	51,0
03.03.15	с. Курне , вул. Кірова, школа	47,5
03.03.15	с. Соколів, вул.. Перемоги, лікарня	39,4
15.03.15	с. Тетірка, дит. садок	42,3
15.03.15	с.Стрибіж, школа	42,6
17.03.15	Смт. Червоноармійськ, вул. Першотравнева, школа	52,4
01.04.15	с.мт. Червоноармійськ вул. Леніна 33, ФАП	38,8
21.04.15	с. Молодіжне, вул. Шевченка 77, ФАП	42,9
26.05.15	с. Андріївка, вул. Аеродромна 22, дит.садок	56,0
26.05.15	с. Новини, дитячий садок	43,7
<b>Нормативне значення показника</b>		<b>50,0</b>

У літній період середній вміст нітратів у воді межі його коливання становили 50,0–30,1 мг/дм<sup>3</sup>. У осінній період середній вміст нітратів у воді був меншим за такий влітку і складав 47,0-22,7 мг/дм<sup>3</sup>. Перевищення ГДК вмісту нітратів у досліджувані періоди зафіксовано не було (див. табл. 4.4).

Таблиця 4.4

**Результати дослідження питної води з артезіанських свердловин, розташованих на території Пулинського району, 2015р. n=20**

Дата спостереження	Місце відбору проби	Вміст нітратів, мг/дм <sup>3</sup>
<b>Літній період</b>		
03.06.15	с. Улашанівка, вул. Ватутіна, кафе «Українські страви»	32,0
03.06.15	с. Курне , вул. Кірова, школа	35,0
03.06.15	с. Соколів, вул.. Перемоги, лікарня	33,2
06.07.15	с. Тетірка, дит. садок	43,7
06.07.15	с.Стрибіж, школа	50,0
07.07.15	Смт. Червоноармійськ, вул. Першотравнева, школа	32,0
22.07.15	с.мт. Червоноармійськ вул. Леніна 33, ФАП	36,6
02.08.15	с. Молодіжне, вул. Шевченка 77, ФАП	33,2
22.08.15	с. Андріївка, вул. Аеродромна 22, дит.садок	30,1

22.08.15	с. Новини, дитячий садок	32,5
<b>Осінній період</b>		
08.09.15	с. Улашанівка, вул. Ватутіна, кафе «Українські страви»	31,1
08.09.15	с. Курне, вул. Кірова, школа	22,5
08.09.15	с. Соколів, вул.. Перемоги, лікарня	28,4
07.10.15	с. Тетірка, дит. садок	37,3
07.10.15	с. Стрибіж, школа	22,6
11.10.15	Смт. Червоноармійськ, вул. Першотравнева, школа	32,4
02.11.15	с. Червоноармійськ вул. Леніна 33, ФАП	31,8
02.11.15	с. Молодіжне, вул. Шевченка 77, ФАП	30,9
23.11.15	с. Андріївка, вул. Аеродромна 22, дит.садок	27,0
23.11.15	с. Новини, дитячий садок	28,7
<b>Нормативне значення показника</b>		<b>50,0</b>

У зимовий період 2016 року середній вміст нітратів у воді з артезіанських свердловин був на рівні 6,9 мг/дм<sup>3</sup>, а межі його коливання складали від 6,9 до 22,2 мг/дм<sup>3</sup>. (табл.4.5.)

Таблиця 4.5.

**Результати дослідження питної води з артезіанських свердловин, розташованих на території Пулинського району, 2016р. n=20**

Дата спостереження	Місце відбору проби	Вміст нітратів, мг/дм <sup>3</sup>
<b>Зимовий період</b>		
13.01.16	с. Улашанівка, вул. Ватутіна, кафе «Українські страви»	11,0
13.01.16	с. Курне, вул. Кірова, школа	6,9
15.02.16	с. Соколів, вул.. Перемоги, лікарня	9,2
15.02.16	с. Тетірка, дит. садок	13,7
15.02.16	с. Стрибіж, школа	22,0
19.02.16	с. Червоноармійськ, вул. Першотравнева, школа	22,2
19.02.16	с. Червоноармійськ вул. Леніна 33, ФАП	15,6
23.02.16	с. Молодіжне, вул. Шевченка 77, ФАП	18,2
25.02.16	с. Андріївка, вул. Аеродромна 22, дит.садок	21,0
25.02.16	с. Новини, дитячий садок	20,1

Таблиця 4.6

**Характеристики статистичного вмісту нітратів у воді з артезіанських свердловин, розташованих на території Пулинського району**

Період спостережень	min	max	mid	Статистична похибка	V, %
	мг/дм <sup>3</sup>				
<b>Зимовий період</b>					
2014 рік	12,6	33,7	16,8	1,35	30
2015 рік	8,0	30,2	15,1	1,21	35
2016 рік	6,9	22,2	16,7	3,28	45

<i>Весняний період</i>					
2014 рік	22,9	58,7	29,4	2,67	30
2015 рік	38,8	56,0	28,0	1,87	25
<i>Літній період</i>					
2014 рік	25	55,0	25,0	3,08	35
2015 рік	47,0	22,7	11,3	3,36	50
<i>Осінній період</i>					
2014 рік	31,4	47,3	23,65	2,00	45
2015 рік	22,5	42,7	21,3	1,80	40

У весняний період середній вміст нітратів у воді був більшим за зимовий і становив 22,9 – 38,8 мг/дм<sup>3</sup>. Максимальні величини вмісту нітратів фіксувались у літній період, а їх концентрація восени займала проміжне становище між концентрацією навесні та влітку. В цілому ж можна твердити, що вода з артезіанських свердловин на території Пулинського району не зазнає нітратного забруднення.

#### **4.2. Мікробіологічні показники якості води артезіанських свердловин**

Одним з основних показників, що характеризує якість питної води є її загальне мікробне число та вміст бактерій групи кишкової палички. Нами було проведено дослідження води з артезіанських свердловин і було встановлено таке (табл. 4.7 – 4.11).

Таблиця 4.7

#### **Мікробіологічні показники якості води з артезіанських свердловин, розташованих на території Пулинського району, 2014р. n=20**

<b>Дата спостереження</b>	<b>Місце забору зразків води</b>	<b>Результати спостереження</b>
<i>Зимовий період</i>		
13.01.14	с. Улашанівка, вул. Ватутіна, кафе «Українські страви»	МАФМ-40куо; індекс БГКП<3
15.01.14	с. Курне, вул. Кірова, школа	МАФМ-26 куо; індекс БГКП<3
22.01.14	с. Соколів, вул.. Перемоги, лікарня	МАФМ-3 куо; індекс БГКП<3
22.01.14	с. Тетірка, дит. садок	МАФМ-22куо; індекс БГКП<3
24.01.14	с Стрибіж, школа	МАФМ-22 куо; індекс БГКП<3
28.01.14	сmt. Червоноармійськ, вул. Першотравнева, школа	МАФМ-26 куо; індекс БГКП<3
28.01.14	сmt. Червоноармійськ вул. Леніна 33, ФАП	МАФМ-27 куо; індекс БГКП<3
11.02.14	с. Молодіжне, вул. Шевченка 77, ФАП	МАФМ-24 куо; індекс БГКП<3
11.02.14	с. Андріївка, вул. Аеродромна 22, дит.садок	МАФМ-25 куо; індекс БГКП<3

18.02.14	с. Новини, дитячий садок	МАФМ-21 куо; індекс БГКП<3
<i>Літній період</i>		
05.06.14	с. Улашанівка, вул. Ватутіна, кафе «Українські страви»	МАФМ-46 куо; індекс БГКП<3
09.06.14	с. Курне , вул. Кірова, школа	МАФМ-55куо; індекс БГКП<3
16.06.14	с. Соколів, вул.. Перемоги, лікарня	МАФМ-44 куо; індекс БГКП<3
16.06.14	с. Тетірка, дит. садок	МАФМ-49куо; індекс БГКП<3
23.06.14	с Стрибіж, школа	МАФМ-44 куо; індекс БГКП<3
23.06.14	смт. Червоноармійськ, вул. Першотравнева, школа	МАФМ-45 куо; індекс БГКП<3
24.06.14	смт. Червоноармійськ вул. Леніна 33, ФАП	МАФМ-32 куо; індекс БГКП<3
27.06.14	с. Молодіжне, вул. Шевченка 77, ФАП	МАФМ-45 куо; індекс БГКП<3
27.06.14	с. Андріївка, вул. Аеродромна 22, дит.садок	МАФМ-47 куо; індекс БГКП<3
04.07.14	с. Новини, дитячий садок	МАФМ-59 куо; індекс БГКП<3

У жодному з випадків досліджень не зафіксовано наявності у воді бактерій групи кишкової палички, що свідчить про відсутність її забруднення побутовими стоками.

Таблиця 4.8

**Мікробіологічні показники якості води з артезіанських свердловин, розташованих на території Пулинського району, 2014р. n=30**

<b>Дата спостереження</b>	<b>Місце забору зразків води</b>	<b>Результати спостереження</b>
<i>Весняний період</i>		
06.03.14	с. Улашанівка, вул. Ватутіна, кафе «Українські страви»	МАФМ-35куо; індекс БГКП<3
06.03.14	с. Курне , вул. Кірова, школа	МАФМ-35 куо; індекс БГКП<3
06.03.14	с. Соколів, вул.. Перемоги, лікарня	МАФМ-23 куо; індекс БГКП<3
06.03.14	с. Тетірка, дит. садок	МАФМ-30 куо; індекс БГКП<3
11.03.14	с Стрибіж, школа	МАФМ-36 куо; індекс БГКП<3
11.03.14	смт. Червоноармійськ, вул. Першотравнева,	МАФМ-37куо; індекс



	школа	БГКП<3
11.03.14	смт. Червоноармійськ вул. Леніна 33, ФАП	МАФМ-32куо; індекс БГКП<3
31.03.14	с. Молодіжне, вул. Шевченка 77, ФАП	МАФМ-18 куо; індекс БГКП<3
31.03.14	с. Андріївка, вул. Аеродромна 22, дит.садок	МАФМ-30куо; індекс БГКП<3
11.04.14	с. Новини, дитячий садок	МАФМ-30куо; індекс БГКП<3
<b>Осінній період</b>		
11.09.14	с. Улашанівка, вул. Ватутіна, кафе «Українські страви»	МАФМ-41 куо; індекс БГКП<3
12.09.14	с. Курне , вул. Кірова, школа	МАФМ-33 куо; індекс БГКП<3
12.09.14	с. Соколів, вул.. Перемоги, лікарня	МАФМ-38 куо; індекс БГКП<3
12.09.14	с. Тетірка, дит. садок	МАФМ-25 куо; індекс БГКП<3
15.09.14	с Стрибіж, школа	МАФМ-56 куо; індекс БГКП<3
15.09.14	смт. Червоноармійськ, вул. Першотравнева, школа	МАФМ-36 куо; індекс БГКП<3
01.10.14	смт. Червоноармійськ вул. Леніна 33, ФАП	МАФМ-21 куо; індекс БГКП<3
14.10.14	с. Молодіжне, вул. Шевченка 77, ФАП	МАФМ-22 куо; індекс БГКП<3
14.10.14	с. Андріївка, вул. Аеродромна 22, дит.садок	МАФМ-24 куо; індекс БГКП<3
28.10.14	с. Новини, дитячий садок	МАФМ-15 куо; індекс БГКП<3

У зимовий період загальне мікробне число води коливалось у межах від 18 до 37 КУО/см<sup>3</sup>, а його середнє значення становило 28 КУО/см<sup>3</sup> при гранично допустимому значенні 100 КУО/см<sup>3</sup>.

Таблиця 4.9

**Мікробіологічні показники якості води з артезіанських свердловин, розташованих на території Пулинського району, 2015р. n=20**

Дата спостереження	Місце забору зразків води	Результати спостереження
<b>Зимовий період</b>		
05.01.15	с. Улашанівка, вул. Ватутіна, кафе «Українські страви»	МАФМ-30 куо; індекс БГКП<3
05.01.15	с. Курне , вул. Кірова, школа	МАФМ-18 куо; індекс

		БГКП<3
05.01.15	с. Соколів, вул.. Перемоги, лікарня	МАФМ-20 куо; індекс БГКП<3
13.01.15	с. Тетірка, дит. садок	МАФМ-29куо; індекс БГКП<3
02.02.15	с Стрибіж, школа	МАФМ-25 куо; індекс БГКП<3
02.02.15	сmt. Червоноармійськ, вул. Першотравнева, школа	МАФМ-33 куо; індекс БГКП<3
02.02.15	сmt. Червоноармійськ вул. Леніна 33, ФАП	МАФМ-21куо; індекс БГКП<3
08.02.15	с. Молодіжне, вул. Шевченка 77,ФАП	МАФМ-24 куо; індекс БГКП<3
08.02.15	с. Андріївка, вул. Аеродромна 22, дит.садок	МАФМ-25куо; індекс БГКП<3
08.02.15	с. Новини, дитячий садок	МАФМ-22 куо; індекс БГКП<3
<i>Літній період</i>		
08.06.15	с. Улашанівка, вул. Ватутіна, кафе «Українські страви»	МАФМ-48куо; індекс БГКП<3
08.06.15	с. Курне , вул. Кірова, школа	МАФМ-4 куо; індекс БГКП<3
08.06.15	с. Соколів, вул.. Перемоги, лікарня	МАФМ-28 куо; індекс БГКП<3
08.06.15	с. Тетірка, дит. садок	МАФМ-35 куо; індекс БГКП<3
14.06.15	с Стрибіж, школа	МАФМ-33 куо; індекс БГКП<3
14.06.15	сmt. Червоноармійськ, вул. Першотравнева, школа	МАФМ-37 куо; індекс БГКП<3
14.06.15	сmt. Червоноармійськ вул. Леніна 33, ФАП	МАФМ- 38 куо; індекс БГКП<3
22.07.15	с. Молодіжне, вул. Шевченка 77,ФАП	МАФМ-32 куо; індекс БГКП<3
22.07.15	с. Андріївка, вул. Аеродромна 22, дит.садок	МАФМ-42 куо; індекс БГКП<3
10.08.15	с. Новини, дитячий садок	МАФМ-46 куо; індекс БГКП<3

У літній період загальне мікробне число води збільшилось в середньому до 35 КУО/см<sup>3</sup>, а межі його коливання склали 28 – 48 КУО/см<sup>3</sup>. Влітку загальне мікробне число мало найвищі значення, коливаючись від 28 до 67 КУО/см<sup>3</sup>, а восени його середня величина становила 15-56 КУО/см<sup>3</sup>.

**Мікробіологічні показники якості води з артезіанських свердловин, розташованих на території Пулинського району, 2015р. n=20**

<b>Дата спостереження</b>	<b>Місце забору зразків води</b>	<b>Результати спостереження</b>
<i><b>Весняний період</b></i>		
07.03.15	с. Улашанівка, вул. Ватутіна, кафе «Українські страви»	МАФМ-45куо; індекс БГКП<3
07.03.15	с. Курне , вул. Кірова, школа	МАФМ-45 куо; індекс БГКП<3
07.03.15	с. Соколів, вул.. Перемоги, лікарня	МАФМ-33 куо; індекс БГКП<3
07.03.15	с. Тетірка, дит. садок	МАФМ-38 куо; індекс БГКП<3
15.03.15	с Стрибіж, школа	МАФМ-32 куо; індекс БГКП<3
15.03.15	сmt. Червоноармійськ, вул. Першотравнева, школа	МАФМ-57куо; індекс БГКП<3
16.03.15	сmt. Червоноармійськ вул. Леніна 33, ФАП	МАФМ- 42куо; індекс БГКП<3
30.03.15	с. Молодіжне, вул. Шевченка 77,ФАП	МАФМ-28 куо; індекс БГКП<3
30.03.15	с. Андріївка, вул. Аеродромна 22, дит.садок	МАФМ-32куо; індекс БГКП<3
11.04.15	с. Новини, дитячий садок	МАФМ-40куо; індекс БГКП<3
<i><b>Осінній період</b></i>		
12.09.15	с. Улашанівка, вул. Ватутіна, кафе «Українські страви»	МАФМ-12 куо; індекс БГКП<3
12.09.15	с. Курне , вул. Кірова, школа	МАФМ-22куо; індекс БГКП<3
12.09.15	с. Соколів, вул.. Перемоги, лікарня	МАФМ-25 куо; індекс БГКП<3
14.09.15	с. Тетірка, дит. садок	МАФМ-35 куо; індекс БГКП<3
19.09.15	с Стрибіж, школа	МАФМ-36 куо; індекс БГКП<3
19.09.15	сmt. Червоноармійськ, вул. Першотравнева, школа	МАФМ-26 куо; індекс БГКП<3
11.10.15	сmt. Червоноармійськ вул. Леніна 33, ФАП	МАФМ-28 куо; індекс БГКП<3
17.10.15	с. Молодіжне, вул. Шевченка 77,ФАП	МАФМ-32 куо; індекс БГКП<3
17.10.15	с. Андріївка, вул. Аеродромна 22, дит.садок	МАФМ-34 куо; індекс БГКП<3

		БГКП<3
28.10.15	с. Новини, дитячий садок	МАФМ-35 куо; індекс БГКП<3

У весняний період загальне мікробне число води збільшилось від 26 до 57 КУО/см<sup>3</sup>. В осінній період стан покращився від 12 до 35 КУО/см<sup>3</sup>

Таблиця 4.11

**Характеристики мікробіологічних показників якості води з артезіанських свердловин, розташованих на території Пулинського району, 2014-2015 рр.**

Назва показника	min	max	mid	Статистична похибка	V, %
	мг/дм <sup>3</sup>				
<i>Зимовий період</i>					
Загальне мікробне число, КУО/см <sup>3</sup>	18	37	19.5	1,2	35
<i>Весняний період</i>					
Загальне мікробне число, КУО/см <sup>3</sup>	28	48	34.0	1,02	25
<i>Літній період</i>					
Загальне мікробне число, КУО/см <sup>3</sup>	32	59	39.5	1,7	45
<i>Осінній період</i>					
Загальне мікробне число, КУО/см <sup>3</sup>	15	56	28	2,8	50

В результаті проведених досліджень, ми отримали свідчення про відсутність мікробіологічного забруднення води артезіанських свердловин, розташованих на території Пулинського району.

## УДК 504.4

### ЦВІТІННЯ ВОДИ ТА ПРОБЛЕМА ЗАРОСТАННЯ РІЧОК ЛУГІНСЬКОГО РАЙОНУ

*Білик Д.О*

*Кравчук Т.В.*

*Пінчук О.В.*

*Магістранти ЖНАЕУ*

*Федючка М. І.,*

*Доцент, ЖНАЕУ.*

#### Цвітіння води

Досить нагальною проблемою, особливо для водосховищ, що розміщені на головній річці району Жереві є цвітіння води. Особливо, це явище спостерігається на таких водосховищах, як Озерянське та Червоноволицьке. Під час цвітіння води вона набуває специфічного запаху. Цвітіння води служить потенційним фактором

погіршення її якості і при певних умовах може призвести до неблагонадійних факторів. Вирішальну роль у цвітінні води відіграють синьо–зелені водорості. При вживанні тваринами води, яка містить ці водорості, було зафіксовано погіршення стану, яке проявлялося у зниженні активності холінестерази та каталази крові, зміни в крові, печінці та міокарді.

Цвітіння води впливає на її фізико-хімічні та органолептичні показники. Серед органолептичних показників, на які цвітіння води має досить великий вплив є її колірність. У зимовий період колірність води, як правило, невисока. Значного піку колірність води набуває у весняно–літній період. В осінній період досить багато органічних речовин, особливо під час опадання листу, потрапляють до водойм з прибережних лісосмуг та лісів. В результаті процесу розкладання, у воді водойм значно збільшується вміст азоту амонійного, що сприяє розвитку водоростей.

Стік води із сільськогосподарських угідь має також велике значення. Забруднення води мінеральними добривами (особливо фосфатними) призводить до збільшення їх концентрації у річкових водах, що викликає розвиток водоростей з відповідними небажаними наслідками. Розростаючись, водорості використовують велику кількість кисню, що значно впливає на мешканців річок – риб та земноводних. Зниження вмісту кисню викликає загибель риби та зміни у воді. Серед останніх важливим є зміни мікробних ценозів водойм.

Не меншої шкоди завдають річкам і господарсько-побутові стоки, які містять велику кількість фосфатів, що входять до складу миючих засобів і які, в свою чергу, також, сприяють розростанню синьо-зелених водоростей.

Зміна фізико-хімічних показників також має місце. При замулюванні водойм відбувається концентрація та адсорбція забруднюючих речовин у мулі, що призводить до повторного забруднення водойм. Заростання водойм синьо-зеленими водоростями може призвести до захворювання людей. Саме ці водорості активно виділяють у воду тіаміназу, яка накопичується у організмі риб. При вживанні такої риби людиною виникає отруєння. Це веде до хронічного гіповітамінозу. Тіаміназа є дуже токсичною природною сполукою, що діє на ЦНС, порушує вуглеводний та білковий обмін організму, викликає подразнення шкіри.

Води зарослих водойм діють токсично на організм людини також за рахунок накопичення у них нітратів та нітритів.

Вода є шляхом передачі збудників багатьох бактеріальних та вірусних інфекцій. При заростанні водойм цей фактор може підсилюватись. Зарослі прісноводні водойми можуть містити збудників таких захворювань, як холера, гепатит А, сальмонельоз, збудники групи кишкових інфекцій.

Як вже зазначалося раніше, Лугинський район є аграрним районом. Протягом багатьох років для збільшення врожаю, сільське господарство, використовувало досить великі кількості різних мінеральних добрив та пестицидів. Стікання дощової води з сільськогосподарських полів призвело до забруднення річкових вод азотними та фосфатними добривами, що стало поштовхом для розвитку синьо-зелених водоростей на річках нашого району. Зараз спостерігається значний спад сільського господарства в районі. Зменшились надходження мінеральних та органічних добрив у річкові води, тому процес розростання водоростей став менш інтенсивним.

### **Проблема заростання річок району**

У наш час спостерігається посилений антропогенний вплив на навколишнє природне середовище, що в свою чергу обумовлює порушення водних екосистем. У більшості випадків антропогенний вплив веде до різкого погіршення якості води. При забрудненні особливе значення повинно приділятися охороні річкових вод від біологічного забруднення і попередження захворювання населення.

Збільшення біомаси річкової рослинності збагачує воду такою кількістю легкоокислюваних органічних речовин, що мікрофлора водойм не в змозі справитися з цим забрудненням. В даний час забруднення річок супроводжується значним збільшенням вмісту у воді азоту, фосфору та інших біогенних речовин, які в свою чергу обумовлюють підвищення продуктивності органічної речовини, стимулюють ріст водних рослин, що врешті-решт призводить до заростання річок, перетворення їх на ледь помітні струмочки серед заростей очерету та осоки (.фото р. Крем'янка).

Фактори забруднення водойм можна розділити на дві групи: природне та антропогенне забруднення, які між собою дещо пов'язані.

При забрудненні спостерігаються зміни біологічної продуктивності водойм (відмирання та опад рослинності). Серед факторів природного забруднення річок, досить велике значення мають кліматичні умови – сонячна радіація, температурний режим, ерозія берегів, атмосферні опади, стоки та інше.

При грозах разом з атмосферними опадами у річкові води потрапляють частинки зв'язаного азоту, нітритів та нітратів, органічного азоту, фосфору.

Природному забрудненню сприяє фіксація атмосферного азоту синьо-зеленими водоростями або фотосинтезуючими бактеріями (ціанобактерії). Зі

збільшенням рівню азоту у річковій воді значно знижується рівень кисню.

З підвищенням температури, ціанобактерії, поступово відмирають, що призводить до збільшення процесів мінералізації органічних речовин у річках.

Всі фактори природного забруднення так чи інакше пов'язані з антропогенним забрудненням.

Серед хімічних факторів велике значення мають такі біогенні елементи, як азот і фосфор, оскільки вони є головними антропогенними забруднювачами. Фосфор має досить важливе значення. Джерела надходження фосфору у водойми можуть бути різні, але найчастіше він потрапляє з мінеральними добривами та синтетичними миючими засобами. При збільшеній концентрації фосфору у водоймі значно збільшується вміст бактерій у воді, що призводить до більш інтенсивного використання кисню, який необхідний для забезпечення росту і розвитку водоростей.

Серед різноманітних причин забруднення є такі, що притаманні лише прісноводним водоймам. Вони залежать від забруднення, застійних процесів і мілководдя.

Окрім збільшення вмісту бактерій у воді, значно збільшується кількість річкової рослинності, розвитку якої сприяє вміст азоту. Завдяки цьому річкова рослинність досить інтенсивно розростається вздовж берегів та розповсюджується далі по річковій мережі.

#### Література:

1. Войцицький А. П. Нормування антропогенного навантаження на природне середовище / Войцицький А. П., Скрипніненько С. В. – Ж.: ЖДТУ, 2007. – 201 с.
2. Карпов В. І. Еколого-економічні проблеми Житомирщини / Карпов В.І., Сіренський С. П., Данилко В. К. – Житомир, 2001. – 320 с.

3. Джигирей В. С. Основи екології та охорона навколишнього природного середовища / Джигирей В. С., Сторожук В.М., Яцюк Р.А. – Львів: Афіша, 2004. – 272 с.

**УДК 504.4**

## **ПІДВИЩЕННЯ ЯКОСТІ ВОДИ МЕТОДОМ ЗНЕЗАЛІЗНЕННЯ І ЗНЕЗАРАЖУВАННЯ**

*Білик Д.О.  
Вініченко Л.О.  
Возинський І.В.  
Магістранти ЖНАЕУ,  
Федючка М. І.,  
Доцент, ЖНАЕУ*

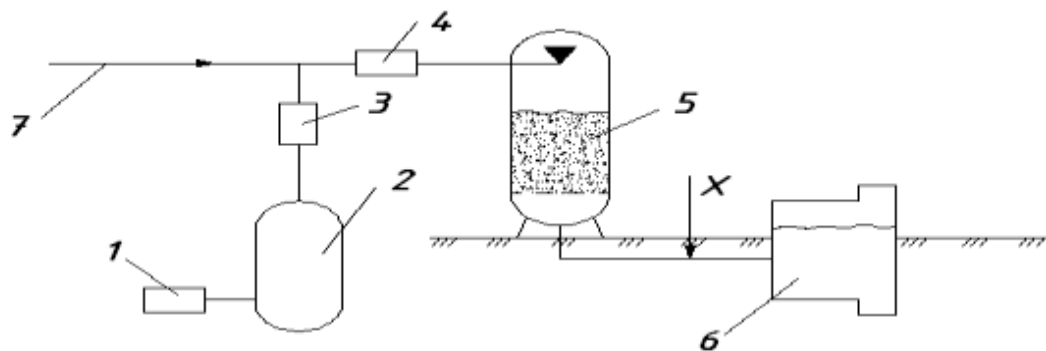
Залізо в природних водах буває в іонній формі, комплексних сполуках дво або тривалентного заліза та тонкодисперсної зависі гідроксиду заліза. Щоб видалити залізо з води, застосовують реагентний, безреагентний, катіонообмінний методи.

У перших двох методах треба перевести розчинні форми заліза в малорозчинні форми  $Fe(OH)_3$ , чого досягають окисленням з наступним його осадженням або затриманням у товщі фільтрувальної засипки.

Під час окислення 1 мг гідрокарбонату заліза утворюється 1,6 мг вільної вугільної кислоти, а загальна лужність води знижується на  $< 0,043$  мг-екв/л, зменшується рН, сповільнюються процеси окислення і гідролізу заліза;

На окислення 1 мг двовалентного заліза витрачається 0,64 мг  $C12$ , а лужність знижується на 0,018 мг-екв/л на кожен 1 мг/л видаленого заліза. Окислення інтенсивно відбувається при  $pH > 5$ .

Метод катіонного обміну застосовують одночасно з пом'якшенням води. Він полягає в обміні катіонів заліза на катіони натрію та водню завдяки спеціальним засипкам фільтра. Метод знезалізнєння вибирають залежно від хімічного складу води, ступеня знезалізнєння, продуктивності станції, технологічних випробувань. Найчастіше для знезалізнєння підземних вод застосовують безреагентний метод, оскільки він простіший і дешевший. Процес полягає в тому, що в аераційному пристрої воду насичують киснем; при цьому частково видаляється вугільна кислота, частково окислюється залізо. Потім воду відстоюють у резервуарах і фільтрують, де видаляють утворені пластівці гідроксиду заліза (III).



*Рис. 8.1 Схеми установки для знезалізнення води:  
 1 – компресор; 2 – повітряроздільник; 3 – редукційний клапан;  
 4 – змішувач; 5 – напірний фільтр; 6 – резервуар чистої  
 води; 7 – подавання воу; X – введення хлору в  
 трубопровід.*

Аерацію можна спростити або виконувати в спеціальних аераційних пристроях. Спрощену аерацію використовують, якщо вміст заліза до 10,0 мг/л, у тому числі двовалентного не менш як 70 %, рН не менше ніж 6,8, лужність понад  $(1+Fe^{2+}/28)$  мг/л. Якщо продуктивність станції до 3200 м<sup>3</sup>/добу і вміст заліза до 5 мг/л, то застосовують установки за напірною схемою (рис. 3.3.) зі спрощеною аерацією. Потрібне для окислення заліза повітря подає компресор. Витрати повітря, м<sup>3</sup>/год,

$$q_{нов} = qmC \cdot 10^{-3} \quad (3.8.1)$$

де  $q$  - розрахункова продуктивність станції, м<sup>3</sup>/год;  $m$  - витрати повітря на окислення заліза (беруть 2 л на 1 мг оксиду заліза (II));  $C$  - концентрація заліза, мг/л.

Для знезаражування води застосовують такі методи:

- безреагентні - термічна обробка, ультрафіолетове опромінювання, обробка ультразвуком;
- реагентні, що ґрунтуються на введенні сильних окислювачів (хлор, озон, перманганат калію, хлорне вапно) та іонів срібла. Сильні окислювачі руйнують ферменти бактеріальних клітин, а іони срібла мають олігодинамічну дію, тобто вбивають бактерії.

Метод вибирають залежно від кількості та якості вихідної води, методів її очищення, вимог до надійності знезаражування (дезинфекції), з урахуванням техніко-економічних показників, умов постачання реагентів, наявності транспорту, можливості автоматизації процесів тощо.

У практиці сільськогосподарського водопостачання частіше застосовують хлорування рідким хлором.

До знезаражування ультрафіолетовим випромінюванням за допомогою бактерицидних ламп вдаються тільки для вод достатньо чистих водних джерел. Бактерицидні установки встановлюють на всмоктувальних і напірних лініях насосів в окремих будівлях або приміщеннях. Робочих установок має бути не більше 5, резервних - 1. Якщо продуктивність станції до 30 м<sup>3</sup>/год, можна застосовувати установки з зануреним джерелом випромінювання (аргоно-ртутні лампи). При продуктивності станції 30...150 м<sup>3</sup>/год застосовують установки із зануреними ртутно-кварцовими лампами. Розрахункова потужність бактерицидного потоку, Вт,



$$F_{\sigma} = \frac{Q_p \alpha_{\text{пог}} k \lg(P/P_0)}{15634 \eta_n \eta_{\text{в}}}, \quad (3.8.2)$$

де,  $Q_p$  - витрати води, м3/год;  $\alpha_{\text{пог}}$  - коефіцієнт поглинання води, см-1 (для глибоких підземних вод 0,1 см-1, для інших 0,15 см-1);  $k = 2500$  - коефіцієнт опору бактерій, мкВт/см2;  $\eta_n$  - коефіцієнт використання бактерицидного потоку, що залежить від конструкції установки (для занурених ламп 0,9, незанурених — 0,75);  $\eta_{\text{в}}$  - коефіцієнт використання бактерицидного потоку, що залежить від товщини шару води, (0,9);  $P/P_0$  - ступінь знезараження.

Література

Лабораторний та польовий практикум з екології. / І.В.Бейко, В.М.Боголюбов, І.Г.Вишенська та ін: Під ред. В.П.Замостяна та Я.П.Дідуха. - Київ: Фітосоціоцентр, 2000. – 216 с.

Слободян В.О. Біоіндикація: Навчальний посібник. - Івано-Франківськ: Полум'я, 2004. – 196 с.

Сніжко С.І. Оцінка та прогнозування якості природних вод. – К.: Ніка-Центр, 2001. – 264 с.

УДК 576.895.122:594.3

### ОСОБЛИВОСТІ ДИХАННЯ МОЛЮСКІВ *Lymnaea stagnalis* L. У ТОКСИЧНОМУ СЕРЕДОВИЩІ

*Кухта М.В., студент 2 курсу ЖНАЕУ*  
*Світельський М.М., к.с.-г.н., доцент ЖНАЕУ*  
*Поліщук Н.М. – к.пед.н., старший викладач,*  
*Житомирський обласний інститут післядипломної*  
*педагогічної освіти» Житомирської обласної ради*

Вплив сумісної дії трематодної інвазії, температури середовища і азотнокислого свинцю на легеневе та шкірне дихання ставковиків.

Досліджено одночасний вплив різних концентрацій азотнокислого свинцю (15, 50, 85 мг/л) і температури середовища (8-28°C) на легеневе та шкірне дихання прудовика озерного *Lymnaea stagnalis* в нормі і при інвазії редіями *Echinostomatidae*.

При 8°C у всіх піддослідних молюсків скорочується тривалість забору повітря в легке і його обсяг, а проміжки між "вдихами" подовжуються. Ці порушення найбільш виражені у заражених особин. Вони поглиблюються при затравлюванні середовища азотнокислим свинцем в прямо пропорційній залежності від концентрації токсиканта і інтенсивності інвазії.

Одночасне вплив на молюсків токсиканти і температури (28°C), що виходить за верхню межу їх теплового преферендума, супроводжується 100% -ної загибеллю інвазованих трематодами особин через 4-12 год від початку досліду. Вільні від зараження

тварини протягом 12-48 год зберігають життєздатність і тільки потім гинуть при симптомах гострого отруєння.

При "відключення" легеневого дихання виживаність прудовиків, отруєних азотнокислим свинцем, в умовах нижнього температурного пессімуму (8°C) подовжується в 2-2,3 рази ( $Q_{10}$ ) підкоряючись закону Вант-Гоффа.

Глобальне потепління біосфери в поєднанні з регіональними її забрудненнями іонами важких металів різко погіршують умови проживання всіх організмів, викликаючи нерідко істотні порушення їх життєдіяльності. Серед них в найбільш несприятливому становищі опиняються особи, які зазнали впливу паразитарного чинника. В цьому відношенні недостатньо вивчені прісноводні червононогі молюски - облігатні проміжні господарі трематод. Тому ми і спробували з'ясувати, який вплив на забруднені прудовиків озерних надає одночасний вплив двох інших шкідливих чинників середовища першого порядку - несприятливої температури і розчинів азотнокислого свинцю. Як тест-функції ми обрали дихання, оскільки за особливостями його можна судити про рівень загального метаболізму, а отже, і про напруженість захисно-приспосувальних можливостей молюсків.

Відомо (Fusser, Kruger, 1951), і що поглинання кисню прісноводними легеневидами молюсками здійснюється приблизно в однаковій мірі двома шляхами: з атмосферним повітрям - через легке (0,026 мл/год на 1 г сирої маси) і дифузно з води - через шкіру і адаптивну жабру (0,03 мл/год).

Дихання атмосферним повітрям пов'язане з регулярним періодичним вентиляванням легкого, що досягається впливанням прудовиків до плівці поверхневого натягу води для заповнення повітрям легеневої порожнини. У наших дослідах у молюсків контрольної групи при 18-19 ° тривалість забору повітря становить  $10,25 \pm 0,28$ , а інтервали між наступними один за одним "вдихами" –  $36,77 \pm 1$  хв. У тварин, інтенсивно інвазованих Партеніта ехіностоматід з вихідними з них сформованими ("зрілими") церкаріями, подовжуються як тривалість поглинання повітря (до  $13,29 \pm 0,31$ ), так і проміжки між "вдихами" (до  $55,39 \pm 0,89$  хв) (Стадниченко та ін., 1993).

Отже, у заражених особин в разі інтенсивної інвазії (тотальне ураження гепатопанкреаса трематодами) рівень споживання кисню значно нижче, ніж у вільних від інвазії молюсків. Вважаємо, що це обумовлено перш за все двома причинами: по-перше, ослабленням захисних сил прудовиків через дегенеративних і некротичних процесів, що протікають в їх гепатопанкреасі, і, по-друге, через збої в роботі ферментних систем, викликаних впливом на тварин іонами свинцю. Про пригніченні захисноприспосібительних можливостей молюсків свідчить і падіння рівня їх загального обміну, на що вказує зниження інтенсивності легеневого дихання.

При невисокої інтенсивності зараження (мелкоочаговая інвазія) з обговорюваних показниками інвазовані особини не відрізняються від вільних від зараження.

При 8°C - температурі, що наближається до тієї, при якій у прудовиків настає холододовий заціпеніння і припиняється легенева дихання через заповнення порожнини легкого водою, у всіх без винятку піддослідних тварин контрольної групи скорочуються тривалість забору повітря в легке і його обсяг, а проміжки між "вдихами" подовжуються (табл. 4.1.). Це цілком природно, тому що неодмінною наслідком анабіозу є (Бранд, 1951) зниження рівня загального обміну Біонт, а легенева подих - один з хороших показників його стану. Чи не бходімо відзначити, що скорочення тривалості "вдиху" здійснюється в

однаковій мірі як у вільних від зараження, так і у інвазованих моллюсків (незалежно від інтенсивності їх інвазії).

Обумовлено це тим, що при низькій температурі води і такої ж середовища другого порядку - тіла прудовиків як пойкилотермних тварин - трематоди, як і їх господарі, малоактивні, отже, і патогенний вплив їх майже не відчутно.

При 28°C - температурі, близькій до верхньої межі виживання, тривалість забору повітря в легке у вільних від інвазії особин зменшується на 17,3% (P = 99,6%), а у інвазованих - залишається без зміни. Частота "вдихів" зростає у перших з них в 5,3, у других - в 5,9 рази (P>99,9%), а обсяг поглинається повітря скорочується в 1,6-1,7 рази (P>99,9%).

Отже, в контрольній групі прудовиків підвищення температури середовища на 10°C (в діапазоні температур 8-19°C) супроводжується активізацією процесу дихання, підкоряючись закону Вант-Гоффа ( $Q_{10} = 2-3$ ). Винятком в цьому відношенні виявляється всього лише один показник - тривалість "вдиху", що не укладається в зазначені значення коефіцієнта  $Q_{10}$ . При підвищенні температури середовища з 18-19°C до 28°C згідно закону Вант-Гоффа змінюються два показники (обсяг "вдиху" і тривалість виживання тварин при "відключення" легеневого дихання), в той час як для інших значення коефіцієнта  $Q_{10}$  дорівнюють або перевищують 5.

При 18-19°C і 15 мг/л азотнокислого свинцю (9 - в перерахунку на  $Pb^{2+}$ ) в середовищі у піддослідних тварин зростає тривалість "вдиху" (на 43,7 - у незаражених і на 13,8% - у інвазованих). Інтервал між черговими парканами повітря у перших з них залишається на рівні норми, у других скорочується на 13,7% (P>99,9%). Подовження "вдихів" і скорочення тривалості інтервалів між ними слід розглядати як пристосування моллюсків до впливу факторів (трематодная інвазія + токсикант) шляхом підвищення рівня їх загального обміну. Виходячи з цього, фазу патологічного процесу, на якій перебувають такі тварини, слід було б розцінювати як фазу стимуляції.<sup>2</sup> Навряд чи, проте, це так, оскільки, незважаючи на подовження "вдихів" і скорочення проміжків між ними, обсяг повітря, що надходить в легке при 15 мг/л токсиканту в середовищі, у прудовиків різко скорочується (на 39%), Це означає, що рівень загального метаболізму у особин, підданих впливу самого слабкого з використаних в наших дослідах розчинів, знижується, і у тварин розвивається депресивна фаза патології чеського процесу.

Зі збільшенням концентрації азотнокислого свинцю до 50 (30 на  $Pb^{2+}$ ) і 85 (51 на  $Pb^{2+}$ ) мг/л (при 18-19°C) відзначаються зрушення того ж характеру. У заражених трематодами особин зі збільшенням концентрації токсиканта в середовищі прогресує скорочення проміжків між наступними один за одним парканами повітря. При 50 мг/л азотнокислого свинцю воно становить 40,6, а при 80 - 65,6% (у порівнянні з нормою) (P>99,9%). У всіх прудовиків більш тривалими стають "вдихи", які, проте, у незаражених моллюсків при 50 і 85 мг/л токсиканту подовжуються в 2,5 і 3,4 відповідно, в той час як у інвазованих - тільки в 1,5 і 2,2 рази. Разовий обсяг повітря, що надходить в легке, з підвищенням концентрації токсиканта в середовищі скорочується у всіх без винятку прудовиків, але знову-таки яскравіше це виражено у тварин, уражених трематодами. у розчинах, що містять 85 мг/л азотнокислого свинцю, у незаражених тварин обсяг повітря, що заповнює легке, становить т від такого в нормі 56,8, у інвазованих - 50,8% (P>99,9%). Вищесказане говорить про те, що однакові дози токсиканту надають більш глибоке шкідливу дію на тварин, заражених трематодами, ніж на вільних від інвазії. Це

підтверджується і спостереженнями за термінами виживання прудовиків при "відключення" у них легеневого дихання і переході виключно на дихання шкірне. Наприклад, при 15 мг/л токсиканту життєздатність вільних від зараження особин знижується на 4,8, а заражених - на 6,8% (табл. 1.).

Таблиця 1

Вплив температури середовища (8°C) і різних концентрацій азотнокислого свинцю на легеневе та шкірне дихання ставковика озерного в нормі і при інвазії партенітами

Інвазія	Тривалість набирання повітря, хв.			Інтервал між черговими набираннями повітря, хв.			Об'єм повітря, який набирається при кожному „вдиху” (кількість пухирців)			Тривалість виживання при заповненій водою легені, год.		
	$x \pm m_x$	$\delta x$	V	$x \pm m_x$	$\delta x$	V	$x \pm m_x$	$\delta x$	V	$x \pm m_x$	$\delta x$	V
Контроль												
Немає	3,45 ±0,12	0,57	16,49	41,43 ±2,46	11,26	27,18	74,9 ±2,3	10,54	14,06	126,04 ±6,32	28,96	22,97
Є	3,48 ±0,1	0,56	16,02	40,78 ±2,46	12,27	30,09	71,38 ±2,01	11,38	15,95	122,95 ±5,14	29,08	23,65
15 мг/л												
Немає	4,46 ±0,23	1,23	27,6	59,47 ±2,88	15,53	26,12	59,17 ±3,31	17,81	30,01	89,17 ±1,53	8,24	9,24
Є	4,26 ±0,3	1,38	32,36	66,67 ±3,81	17,47	26,2	48,9 ±1,83	8,37	17,11	87,81 ± 1,88	8	9,74
50 мг/л												
Немає	3,43 ±0,23	1,05	30,49	62,04 ±2,59	15,8	18,67	57,9 ±3,84	17,18	29,67	112,2 ±2,62	11,72	10,54
Є	2,53 ±0,16	0,88	34,8	55,09 ±2,72	14,92	27,08	59,93 ±2,71	14,84	24,76	102,87 ± 1,82	9,97	9,7
85 мг/л												
Немає	2,13 ±0,15	0,71	33,37	81 ±2,82	13,8	17,04	51,17 ±1,64	8,07	15,72	99,84 ±2,22	10,88	10,9
Є	2 ±0,11	0,57	28,74	77,72 ±3,16	17,03	21,92	50,31 ±1,81	9,74	19,35	96,61 ±2,89	15,54	16,09

При зниженні температури води до 8°C і затравлювані середовища 15 мг/л азотнокислого свинцю тривалість зборів повітря різко скорочується (в 3-3,5 рази) і особливо значно - у заражених тварин. Більш тривалими стають і інтервали між "вдихами", подовжуючи на 58 у вільних від паразитів і на 39% - у порожнинах ними особин (P>99,9%). При цьому обсяг забирає повітря у перших з них залишається колишнім, а у других - скорочується на 22,6% (P> 99,9%). При вищевказаній температурі з підвищенням концентрації токсиканта всі перераховані вище порушення стрімко прогресують.

#### Список використаних джерел

1. Стадниченко А. П., Иваненко Л. Д., Гузенко О. В., Свительский Н. М., Сычевский А. С. Влияние совместного воздействия трематодной инвазии, температуры среды и азотнокислого свинца на легочное и кожное дыхание прудовиков (Pulmonata: Lymnaeidae) // Паразитология, 1996. – 6, №30. – С. 515-520.
2. Стадниченко А. П., Сластенко Н. Н., Гузенко О. В., Свительский Н. М., Сычевский А. С. Влияние трематодной инвазии и воздействия азотнокислым свинцом на легочное и кожное дыхание *Lymnaea stagnalis* (Mollusca: Lymnaeidae) // Паразитология, 1996. – 1, №30. – С. 76-80.
3. Брагинський Л. П. Біотестування як метод контролю токсичності природних та стічних вод / Л. П. Брагинський // Гідроекологічна токсикометрія та біоіндикація забруднень. – Львів: Світ, 2005. – С. 27-37.
4. Василенко О. М. Іони важких металів у раціоні *Lymnaea palustris* (Mollusca, Pulmonata) // Вісник ДАУ: Наук.-теор. зб. – Житомир, 2004 / О. М. Василенко. – № 2. – С.284-287.

#### УДК 504.4

### ТЕХНОЛОГІЯ ВИРОЩУВАННЯ КОРОПА В ПОЛІКУЛЬТУРІ З РОСЛИНОЇДНИМИ РИБАМИ

*Кундіков П. В., Гуменюк Є.С.,  
Іщук О. В., доцент, ЖНАЕУ*

У практиці ставових рибоводних господарств застосовується спільне вирощування риб - основного об'єкта розведення з додатковими рибами. Додаткова посадка в коропові ставки риб інших видів дозволяє найбільш повно використовувати природні ресурси ставків. Починаючи з 60-х років разом з коропом в ставках стали вирощувати риб далекосхідного комплексу - білого і строкатого товстолобика, їх гібридів і білого амура. Рослиноїдні риби зробили полікультуру провідним чинником інтенсифікації. Для південної зони рибництва було встановлено, що за рахунок рослиноїдних можна отримувати до 15 ц/га, в основному за рахунок полікультури з білим товстолобиком. У 1992 році були проведені експерименти з вирощування коропа спільно з рослиноїдних рибами з розрахунку 50 тис.екз./га коропа і 25-30 тис.екз./га рослиноїдних риб в ставках 6-ої рибоводної зони. Найменша рибопродуктивність була відзначена при вирощуванні коропа в монокультурі і склала 10,7 ц/га. Також було встановлено, що при вирощуванні коропа з білим і строкатим товстолобиком, і білим амуром вдалося досягти максимальної рибопродуктивності 21,5 ц/га. При різних комбінаціях полікультури коропа з рослиноїдними рибами і гібридами товстолобиків відзначалося зниження витрат комбікормів на 30-45 %.

Крім того, відзначалася висока пластичність гібридів товстолобиків в харчуванні, які за відсутності в ставах зоопланктону переходили на харчування фітопланктоном і навпаки. Збільшення продуктивності нагульних ставів за рахунок білого товстолоба може бути вирішено, як шляхом підвищення щільності посадки, так і вихідної посадкової маси;

при вирощуванні коропа з гібридами товстолобів співвідношення їх в полікультурі може становити 1:1. Проте надмірне захоплення рослиноїдними рибами, і зокрема гібридами товстолобів, має і негативні сторони, і збільшення рибопродукції по гібридам понад 1,5 т/га призводить до зменшення середньої маси коропів. Посадка ж гібрида товстолобів до 100 % і більше по відношенню до коропів призводить не тільки до зниження середньої маси коропа, але і до зменшення рибопродуктивності самих гібридів. Білого амура особливо ефективно використовувати в ставах 6-ї зони рибництва, як біологічного меліоратора для знищення вищої водної рослинності. Розрахунок щільності посадки проводять виходячи з отримання в кінці сезону близько 90 кг/га іхтіомаси. Щільність посадки цьогорічок складе близько 150 екз./га, а маса дволіток - 800 г.

У 1965 р. були розпочаті розробки теоретичних основ полікультури з використанням рослиноїдних риб для 5-6-ї зон рибництва. У дослідженнях щодо вдосконалення біотехніки ставової полікультури риб першорядна роль відводилася білому товстолобу, як безпосереднього споживача первинної продукції, рівень якої можна було б регулювати за допомогою мінеральних добрив. Проведені дослідження показали можливість одночасного сталого культивування риб і організмів інших трофічних рівнів. У такій системі є можливості підвищення біологічної продуктивності всіх її ланок, ефективно використовуються корми і успішно здійснюється біологічна очистка циркулюючої води. Включення в систему фітопланктонного блоку дозволило отримати за період вирощування риб продукцію водоростей, що склала в енергетичному еквіваленті до 15 % від витрачених комбікормів. Зоопланктонний блок дав можливість щодня збагачувати добовий раціон риб живим повноцінним кормом, який складає до 10 % добової норми комбікормів. Для вирощування зоопланктону вирощувальні стави обладнали додатковим відсіком, який складає не більше 15% площі ставу. Зоопланктон, який інтенсивно розвивався, зі струмом води надходив у ставок з мальками риб. Вихід цьоголіток з такого ставу становив до 45 ц/га, тоді як у звичайних ставах не перевищував 28 ц/га. Нагульні стави, обладнані відсіками для стимуляції первинно-продукційного процесу, розвитку зоопланктону і організмів обростання додаткових поверхонь, які виконують роль біофільтра (для ставу площею 10 га площа відсіків складає всього 0,35 га), забезпечували вихід товарної риби 85-105 ц/га. Протягом всього сезону не виявляли ніяких ускладнень режиму середовища проживання для вирощуваних риб. Застосування принципу просторового розділення організмів різних трофічних рівнів дозволяло підвищити продукцію зоопланктону і зообентосу в ставі до величин 418-1046 кДж/м<sup>2</sup> при рибопродуктивності 100 ц/га. Відновлення джерела природної їжі для коропа дозволяло знизити витрати штучних кормів на одиницю рибопродукції від 8,5 до 5 од. Високий рівень інтенсифікації приводив до повного зникнення макрофітів в екосистемі ставу.

Розроблено методику цілорічного вирощування крупного рибопосадкового матеріалу рослиноїдних риб, призначена для 5 і 6-ї зон рибництва. Рибу вирощують до маси 60 г. і більше в ставах однієї і тієї ж категорії без осіннього спуску протягом 10-11 місяців. Вирощувана по цілорічній схемі молодь риб повніше використовує біологічний потенціал ставів. Підращування личинок здійснюється в малькових ставах до стадії малька масою 0,3-1,0 г. протягом 25 днів при щільності посадки 0,5-1,0 млн екз./га. Потім вирощування проводять в полікультурі (короп, білий і строкатий товстолоби, білий амур) при співвідношенні 7:4:1:0,5 з годівлею коропа і загальною щільністю посадки 75 тис.екз./га і при співвідношенні 2:5:2:1 при вирощуванні тільки на природній кормовій базі (щільність

посадки 30 тис.екз./га). Рослиноідні риби є основним об'єктом при даній схемі вирощування. Зариблення ставів мальками масою 0,3-1,0 г. дозволяє зберегти в ставах задане співвідношення полікультури риб, підвищити вихід однорічок і створити вигідну в енергетичному відношенні екосистему рибоводного ставу.

Для умов південних областей найбільше підходить низьковитратна технологія вирощування рослиноідних риб в полікультурі з коропом без використання комбінованих кормів. Ця технологія передбачає комплексне використання мінеральних та органічних добрив для формування природної кормової бази ставів. Рибоводнобіологічні норми вирощування наведені в таблиці 1.

Таблиця 1. Рибоводно-біологічні норми вирощування товарного коропа в полікультурі з рослиноідними рибами.

Показники	Норма
Средня маса однорічок, г	
Білий толстолоб	25-40
Строкатий толстолоб	25-40
Білий амур	25-40
Короп	25-40
Щільність посадки однорічок, екз/га	
Білий толстолоб	1200-1400
Строкатий толстолоб	700-800
Білий амур	75-100
Короп	800-950
Вживаність дворічок, %	75
Середня маса дворічок, г	
Рослиноідні	800
Короп	500
Рибопродуктивність, ц/га	
із них:	
Білий толстолоб	7,2-7,8
Строкатий толстолоб	4,0-4,5
Білий амур	0,4-0,6
Короп	2,7-3,1

Використані джерела:

1) [http://pidruchniki.com/89182/agropromislovist/tehnologiya\\_viroschuvannya\\_koropa\\_polikulturi\\_roslinoyidnimi\\_ribami](http://pidruchniki.com/89182/agropromislovist/tehnologiya_viroschuvannya_koropa_polikulturi_roslinoyidnimi_ribami)

## РАЦІОНАЛЬНЕ ВИКОРИСТАННЯ ВОДНИХ РЕСУРСІВ

*Климчик О. М., Городнюк Т.*

*Житомирський національний агроекологічний університет, бульвар Старий, 7,  
Житомир, 10008, Україна*

Раціональне використання води в Україні є особливо актуальним, оскільки її водні ресурси досить обмежені. Крім того, розподіл водних об'єктів на території країни настільки нерівномірний, що в деяких містах вода подається лише протягом декількох годин на добу. Тому у галузях, що потребують використання водних ресурсів, в тому числі у комунально-побутовому господарстві, доцільно впроваджувати водозберігючі технології. Причому, вони повинні бути значно більш ефективними, ніж звичайне відключення споживачів від водогінних мереж, – основного способу економії води сьогодення. Тим більше, що в цих питаннях існує багаторічний досвід індустріально розвинених країн [4, 5].

Так, в умовах зростаючого дефіциту прісної води проблему зрошувального землеробства слід розглядати з принципово нових позицій. Сьогодні, для зрошування земель на планеті витрачається 70-80 % світового водозабору. В деяких посушливих країнах ця величина досягає 90 %, у США – 40, в Україні – 30-35 % [5]. Водночас у зрошувальних системах марно втрачається від 30 до 50 % води. Ці втрати включають: фільтрацію з каналів, надлишкове поливання, непродуктивне випаровування, глибоке просочування. Легко обчислити, що втрати води в іригаційних системах досягають загальної кількості води, яка споживається промисловістю і комунальним господарством. Втрати води і надлишковий полив настільки значні, що якби вдалося повністю позбутися цих втрат, то площу зрошуваних територій можна було б подвоїти.

Великі потенційні можливості щодо економії і раціонального використання води існують також в промисловості. До них можна віднести створення замкнених систем зворотного водопостачання і розробку маловідходної та «сухої» технологій [2, 3, 5].

У разі створення замкненої системи водопостачання усі забруднені води підприємства слід очищати окремо за групами забруднювачів. Це спрощує технологію їх очищення, зменшує економічні витрати і в подальшому забезпечує багаторазове використання води. Причому, підживлення свіжою водою таких замкнених систем залишається, але воно зменшується до 2-3 % відносно загального водоспоживання.

Впровадження «сухих» технологій дає змогу значно зменшити потребу у воді для виробництва кожної тони кінцевого продукту. Адже нині, коли панують «мокрі» технології, більшість підприємств будь-якої галузі, по суті, є підприємствами з переробки води. Приклади впровадження більш-менш «сухих» технологій вже є. Так, у нафтопереробній промисловості деяких країн, у тому числі й України, витрати води на 1 т нафти, що перероблюється, скорочено з 15-30 м<sup>3</sup> до 0,12-1,3 м<sup>3</sup>. В нашій країні розроблена також нова технологія підземного видобування природної сірки, яка дає змогу у сотні разів зменшити витрати води на 1 т сірки. Нові технології виробництва целюлози і паперу дозволяють втричі скоротити питомі витрати води на виробництво одиниці продукції [3, 5].



У світі велику увагу приділяють проблемі впровадження водоощадливих технологій і заходів у побутовому й комунальному водоспоживанні. В цих галузях за рахунок витоків у водопровідній мережі та арматурі втрачається в середньому до 25 %. З них у зовнішній мережі – понад 7 % питної води, а для побутових гігієнічних процедур, миття посуду тощо даремно витрачається до 80 % води. В Києві, наприклад, втраченої у комунальній системі і побуті води вистачило б для водопостачання ще 800-900 тис. чоловік. У країнах, що розвиваються, за добу скидається в каналізацію, так і не знайшовши корисного застосування, приблизно 150-200 м<sup>3</sup> води [1, 4, 5]. Ось чому, незважаючи на уявний малий масштаб водоощадливих нововведень у побуті (наприклад, система видалення туалетних відходів за допомогою стисненого повітря і невеликої кількості води, автоматичні фотоелементні вимикачі подавання води в кранах умивальників тощо), вони здатні, разом із заходами щодо ліквідації витоків у комунальних мережах, істотно зменшити споживання води в окремих країнах і в світі загалом. Тим більше, що марні втрати забраної з річок води, величезні. Вони складають не менше ніж 30 % від загального обсягу світового водозабору. Однак навіть таке марнотратство прісної води – не головне і не найбільш небезпечне джерело виникнення «водяного голоду» на планеті. Головна небезпека полягає у тотальному забрудненні річкових вод.

Навіть мізерний вміст у воді низки токсичних речовин робить її для людини смертельною отрутою. Більшість хімічних речовин мають високі кумулятивні властивості. Накопичуючись в організмі людини навіть у дуже маленьких кількостях, вони здатні призводити до значних порушень, а деякі з них (так звані мутагени) – і до генетичних змін, що можуть передаватись наступним поколінням і виявляться у вигляді важких патологій. Поряд з мутагенними речовинами велику небезпеку являють собою також канцерогени – шкідливі речовини, що провокують виникнення злоякісних пухлин. Вони присутні навіть у питній воді (у т. ч. синтезуються на основі хлору, який додається при водопідготовці з метою знищення мікрофлори). Майже всі токсичні речовини, що надходять у водне середовище, особливо у комплексі, доцільно розглядати як алергени, що здатні викликати алергійні реакції не тільки при вживанні води пероральним шляхом, але й у випадках її транскутанної дії на шкіру.

Особливо насичені різноманітними токсикантами стічні води, які є значною небезпекою для довкілля, коли ефективність функціонування очисних споруд недостатня для переробки великої кількості води, що важко піддається очищенню, або споруди для очистки води взагалі відсутні. В Україні та багатьох інших країнах очисні споруди існують як правило тільки на великих промислових і господарсько-побутових об'єктах, а всі дрібні заводи, сільськогосподарські ферми і населені пункти погано обладнані або скидають забруднені води прямо в річки і водойми без очищення. Відомо, що 1 м<sup>3</sup> стічних вод, скинутих у водне середовище, псує в середньому 10 м<sup>3</sup> чистої води [1, 5]. Тому стає зрозумілим, що подекуди вже зараз річки стали стічними канавами, а в інших місцях це відбудеться в доступному для огляду майбутньому.

Отже, наведені факти свідчать про те, що раціональне використання водних ресурсів не може існувати без впровадження заходів щодо захисту поверхневих та підземних вод від забруднень та інших антропогенних навантажень.

## Література

1. Барановський В. А. Екологічні проблеми природних вод / В. А. Барановський, В. Г. Бардов, С.Т. Омельчук. – Україна: ВКФ ТС ЗС України, 2000. – 67 с.
2. Авакян А. Б. Комплексное использование и охрана водных ресурсов. / А. Б. Авакян, В.М. Широков. – Минск: Университетское, 1990. – 240 с.
3. Левківський С.С. Рациональне використання і охорона водних ресурсів: Підручник. / С. С. Левківський, М. М. Падун. – К.: Либідь, 2006. – 280 с.
4. Климчик О. М. Аспекти реалізації водної політики ЄС в регіоні / О. М. Климчик, А. П. Багмет // Тези Всеукраїнської наук.-практ. конф. Сталий розвиток країни в рамках Європейської інтеграції (27 жовтня 2016 р., м. Житомир). – Житомир : ЖДТУ, 2016. – 167 с. – С. 61.
5. Яцык А. В. Экологические основы рационального водопользования. – Киев: Генеза, 1997. – 640 с.

УДК: 504.453

## ВИКОРИСТАННЯ ТА ОХОРОНА МАЛИХ РІЧОК

*Климчик О. М., Хом'як В.*

*Житомирський національний агроекологічний університет, бульвар Старий, 7,  
Житомир, 10008, Україна*

Річки течуть на всіх континентах, забезпечуючи життя людині, тваринному і рослинному світу. Кожна річка живе своїм життям, кожна річка унікальна. Залежно від площі водозбірного басейну усі річки поділяються на декілька категорій: великі (з площею водозбору до 50 тис. км<sup>2</sup>), середні (від 2 до 50 тис. км<sup>2</sup>), малі (з площею водозбору менше 2 тис. км<sup>2</sup>) [1, 2].

Річка мала – це річка, яка має стік протягом всього року, або який короткочасно переривається внаслідок виснаження запасів підземних вод. З прийнятими згідно Водного кодексу України критеріями, до категорії малих річок відносяться водотоки, які мають площу водозбору не більше 2 тис. км<sup>2</sup> при умові, що річка розташована в одній фізико-географічній зоні [1]. За однією з класифікацій до малих віднесені річки, довжина яких становить менше 200 км. Слід зазначити, що така класифікація достатньо умовна і не відповідає природним умовам формування річки. Так, на Поліссі, де гідрографічна мережа добре розвинута, до малих відносять річки з довжиною більше 200 км. В умовах степу, з рідкою гідрографічною мережею, водотік довжиною до 100 км розглядають як достатньо значний. Тобто діапазон річок, які відносять до малих, широкій і у значній мірі залежить від місцевих природних, господарських і соціальних умов [2, 4, 5].

Слід зазначити, що малі річки формують водні ресурси, гідрохімічний режим та якість води у середніх і великих ріках, створюють природні ландшафти великих територій. Існує і зворотній зв'язок – функціонування басейнів малих річок визначається станом регіональних ландшафтних комплексів. І якщо міліють великі ріки, першу з причин цього слід шукати там, де розмішуються «капіляри» водної системи, а саме на малих річках. Малі річки, у зв'язку з їх великою кількістю, представляють собою один з

найважливіших елементів географічного середовища і відіграють значну роль в житті людини. Більшість малих річок – це самі верхні ланки великих річкових систем. Малі річки є областями формування ресурсів поверхневих вод, тому вони в значній мірі визначають своєрідність складу води і водних біоценозів, особливості гідрологічного і біологічного режиму середніх і великих річок, які живляться їх водами.

Малі річки України в силу клімату, літології та ґрунтового покриву, значних величин сонячної радіації, історії формування біоти тощо, містять значні запаси води, мають величезний біофонд цінних тварин і рослин, а також є колекторами поверхневого стоку, тобто об'єктами, де завдяки значній самоочисній здатності відбувається очищення від різноманітних забруднень, що потрапляють до них з навколишнього водозбору [2, 5].

Малі річки містять у собі основну масу запасів прісних вод України і відіграють вирішальну роль в економіці як держави взагалі, так і проживаючого в їх басейнах населення. Зокрема, за оцінками спеціалістів, вони формують 60 % сумарних водних ресурсів України [2].

В Україні водні джерела використовуються в усіх можливих напрямках: водний транспорт, рибне господарство, лісосплав, побутове, промислове і сільськогосподарське водопостачання, гідро- і теплоенергетика, водна меліорація та рекреація тощо.

Основним споживачем води, в басейнах малих річок є сільське господарство – на його частку припадає до 70 % використання річкової води. Для комунально-побутових потреб витрачається від 10 до 30 % загального об'єму річкової води, яка використовується на санітарні потреби міст і селищ, роботу підприємств побутового обслуговування, поливання вулиць і зелених насаджень, протипожежні заходи тощо. Промислові підприємства, автомобільний та залізничний транспорт, зв'язок використовують до 44 % де вода використовується для виробництва продукції, як теплоносій, як поглинач, а також для змішаного використання [2].

Малі річки тісно пов'язані з економікою прилеглих територій і відіграють значну роль у розвитку соціального середовища. Водночас всебічне використання біоресурсів річок, їх зарегулювання, відбір води на полив та господарсько-побутові потреби, а також перетворення річок на колектори стічних вод порушили їх природний стан. Річки стали забрудненими, спрямленими, мілководними, з поганою якістю води, збідненими рослинами й тваринами. Надміру інтенсивне використання в народному господарстві як самих річок, так і водозборів, порушує їх природний гідрохімічний та гідробіологічний режим, зменшує водність і глибину, річки замулюються і заростають, збільшується їх евтрофікація за рахунок накопичення сполук азоту, фосфору та калію. Відмічено повсюдне забруднення води і донних відкладень річок господарсько-побутовими стоками, які містять значну кількість органічних біогенних елементів, пестицидів, важких металів тощо.

Слід зазначити, що малі річки мають ряд особливостей, які необхідно враховувати при розробці заходів їх раціонального використання та охорони. Перша з них – яскраво виражена залежність водності, гідрологічного режиму і якості води малих річок від стану поверхні водозбору, значення якого у ряді випадків буває важливішим, ніж кліматичні та погодні фактори. Друга, не менш важлива особливість – це та, що малі річки є початковою ланкою річкової мережі, і всі зміни у їх режимі позначаються на усьому гідрографічному ланцюгу.

Тому з посиленням господарського навантаження на навколишнє середовище загалом і водозбірні площі річок зокрема, особливу увагу слід приділяти саме малим річкам. Оцінюючи сучасний чи очікуваний стан малих річок, необхідно враховувати такі їх особливості:

- малі річки є основним джерелом живлення великих рік, тому збереження їх має найважливіше значення для захисту водних ресурсів від виснаження;
- на водозборах малих річок розміщується значна кількість населення, промислових об'єктів, сільськогосподарських земель, що визначає велике народногосподарське значення цієї категорії річок;
- внаслідок малої величини ці річки дуже чутливі до певних видів господарської діяльності, що особливо гостро позначається на водному режимі території, зокрема, до них відносять:
  - вилучення з річок значної кількості води, що зумовлює зміни (насамперед зменшення) річкового стоку за рік в цілому і в меженні періоди;
  - інтенсивний відбір підземних вод, що призводить до осушення великих територій та зменшення підземного живлення річок, аж до його повного зникнення;
  - випрямлення річищ, що супроводжується збільшенням швидкості течії води, зниженням глибини і площі живого перерізу, тобто призводить до видимого зменшення параметрів річки;
  - скидання стічних вод та інші види забруднень, які помітно погіршують якість води через її нестачу для розбавлення забруднюючих речовин.

Отже, на сьогодні проблема охорони малих річок і раціонального використання їх водних ресурсів є актуальною. Через зменшення лісистості, водної ерозії, замулення, осушувальної меліорації земель та з інших причин за останнє століття висохло понад 150 маленьких річок, у багатьох вода забруднюється стічними, дренажними та мінералізованими шахтними водами [2, 5].

Тому в умовах постійного збільшення обсягів використання водних ресурсів при дуже обмежених їх запасах і нерівномірному розподілі необхідна науково обґрунтована система ведення водного господарства, яка забезпечувала б оптимальний розподіл водних ресурсів за природно-географічними зонами, економічними районами і галузями народного господарства, відтворення, охорону і комплексне використання води як в Україні загалом, так і в окремих її адміністративно-територіальних одиницях, а також раціональну систему обліку, планування і управління водогосподарським комплексом. Велике значення для охорони малих річок має боротьба з водною ерозією та замуленням, охорона прируслових джерел, створення водо-охоронних зон лісонасаджень та природних кормових угідь, систематичне очищення русел, збереження болотних масивів у долинах річок, повна відмова від їх осушення, будівництво гребель, ставків та невеликих водосховищ, які б регулювали стік.

Одним із дієвих шляхів щодо забезпечення раціонального використання водних ресурсів та їх охорони є регулювання розвитку і розміщення водомістких галузей народного господарства, створення таких економічних умов, за яких забруднення поверхневих і підземних вод та їх неекономічне використання було б не вигідним для водокористувачів.

Основним законодавчим актом, що регламентує використання, охорону вод, державне управління і контроль у галузі використання й охорони вод та відтворення

водних ресурсів, є Водний кодекс України, введений в дію Постановою Верховної Ради України від 6 червня 1995 року. Згідно зі статтею 2 Водного кодексу України: «Завданням водного законодавства є регулювання правових відносин з метою забезпечення збереження, науково обґрунтованого, раціонального використання вод для потреб населення і галузей економіки, відтворення водних ресурсів, охорони вод від забруднення, засмічення та вичерпання, запобігання шкідливим діям вод та ліквідації їх наслідків, поліпшення стану водних об'єктів, а також охорони прав підприємств, установ, організацій і громадян на водокористування». Водні відносини в Україні регулюються цим Кодексом, Законом України «Про охорону навколишнього природного середовища» та іншими актами законодавства.

Користування малими річками має особливості, відмічені у Водному кодексі. Згідно зі статтею 80 Водного кодексу України, з метою охорони водності малих річок забороняється:

- змінювати рельєф басейну річки;
- руйнувати русла пересихаючих річок, струмків та водотоків;
- випрямляти русла річок та поглиблювати їх дно нижче природного рівня або перекривати їх без улаштування водостоків, перепусків чи акведуків;
- зменшувати природний рослинний покрив і лісистість басейну річки;
- розорювати заплавні землі та застосовувати на них засоби хімізації;
- проводити осушувальні і меліоративні роботи на заболочених ділянках та урочищах у верхів'ях річок;
- надавати земельні ділянки у заплавах річок під будь-яке будівництво (крім гідротехнічних, гідрометричних та лінійних споруд), а також для садівництва та городництва;
- здійснювати інші роботи, що можуть негативно вплинути чи впливають на водність річки і якість води в ній [1].

Водокористувачі та землекористувачі, землі яких знаходяться в басейні річки, повинні забезпечувати здійснення комплексних заходів щодо збереження водності річок та охорони їх від забруднення і засмічення.

Для попередження забруднення річки, знищення рослин і тварин, що оселяються на її берегах, а також для створення сприятливих умов її існування, з обох берегів річища від витоків до гирла на території долини встановлюються так звані прибережні захисні смуги та водоохоронні зони. Ці ділянки є природоохоронними територіями, господарська діяльність на яких має певні обмеження і регулюється Водним кодексом України. Розміри цих територій та характер господарювання в них регламентуються статтями 87-89 Водного кодексу. Головна мета створення цих зон – це попередження забруднення, замулення річок; створення природного біофільтра, що візьме на себе основний тягар стічних вод із прилеглих господарсько освоєних територій. З іншого боку, вони мають забезпечити прилеглі території від руйнівної дії води. І, нарешті, ці зони мають виконувати роль резерватів біорізноманіття водного та біляводного рослинного і тваринного світу, зберігаючи природний стан заплавних ландшафтів.

Малі річки становлять близько 99 % річкової мережі басейнів великих річок і зазнають надзвичайно великого антропогенного навантаження. Водою малих річок забезпечується понад 20 % усіх народногосподарських потреб України. Водні ресурси малих річок мають істотне значення як для народного господарства, так і для підтримки

екологічної рівноваги у регіоні їх розташування. Тому проблема раціонального використання і охорони малих річок повинна вирішуватись комплексно, системно, з урахуванням взаємовпливу усіх факторів, процесів та компонентів географічної мережі, а також впливу господарської та іншої діяльності з боку людини.

#### Література

1. Водний кодекс України [Електронний ресурс] – Режим доступу : <http://dbn.at.ua/load/zakony/19-1-0-273>.
2. Малі річки України: Довідник / А. В. Яцик, Л. Б. Бишовець, Є. О. Богатов та ін. / за ред. А. В. Яцика. – К.: Урожай, 1991. – 294 ст.
3. Навчальний посібник. Гідрографічна характеристика малих річок Житомирської області // В. В. Дорощенко, Г. І. Васенков, О. Є. Поліщук, О. В. Бельська // Житомир, 2003. – 25 с.
4. Паламарчук М. М. Нове життя малих річок. / М. М. Паламарчук, О. З. Ревера. – К.: Урожай, 1991. – 208 с.
5. Климчик О. М. Аналіз екологічного стану малих річок на прикладі р. Кам'янка // Наука. Молодь. Екологія: Збірник доповідей учасників VI-ї наук.-практ. конф. студентів, аспірантів та молодих вчених / О. М. Климчик, С. В. Чернобай. – Житомир: Видавництво ЖНАЕУ, 2010. – 288 с. – С. 184-186.

**УДК 582.26:504.455**

### **РОЛЬ СИНЬО-ЗЕЛЕНИХ ВОДОРОСТЕЙ (CYANOPHYCEAE) У ДОВКІЛЛІ**

*Климчик О.М., Шевчук Д.*

*Житомирський національний агроекологічний університет, бульвар Старій, 7,  
Житомир, 10008, Україна*

Особливе значення для більшості водоймищ має видовий склад водоростей, які визначають рівень їх біологічної продуктивності. Водорості відіграють важливу роль в озерах, оскільки вони разом з більш крупними рослинами складають першу ланку харчового ланцюга водойм. У процесі фотосинтезу, використовуючи сонячне світло, що уловлюється хлорофілом й іншими пігментами, водорості витягують з озерної води приблизно 18-20 елементів і використовують їх в побудові нової клітинної речовини. При цьому у поверхневому шарі води, де протікає фотосинтез, вивільняється розчинений кисень. Енергія, накопичена таким чином в первинній продукції, потім використовується для життєдіяльності інших організмів, що мешкають в озері.

Синьо-зелені водорості зустрічаються повсюдно і навіть у майже неможливих для існування місцепроживаннях, по всіх континентах і у всіх водоймищах Землі. Вони входять до складу планктону і бентосу прісних вод і морів, живуть на поверхні ґрунту, в гарячих джерелах з температурою води до 80 °С, на снігу – в полярних областях і в горах; низка видів мешкає у вапняному субстраті («свердлярчі водорості»), деякі синьо-зелені водорості – компоненти лишайників і симбіонти найпростіших тваринних і наземних

рослин (мохоподібних) [1, 2]. Учені знайшли їх не лише у всіх морських і прісних водоймищах (виняток становлять лише озеро Байкал і озера, що знаходяться у високогірних районах), але й у водопровідних системах міст.

Поділ водоростей на систематичні групи вищого рангу в основному співпадає з характером їх забарвлення, пов'язаного зазвичай, з особливостями будови. Синьо-зелені водорості, будучи прокаріотами, тобто «доядерними організмами» (*Procarvota*), потрапляють у царство бактерій. Вони різко відрізняються від інших водоростей простотою внутрішньої організації клітин, які позбавлені оформленого ядра, що і зближує синьо-зелені водорості з бактеріями, на відміну від решти рослин і тварин, що мають оформлене клітинне ядро і які визначаються як еукаріоти [3].

У багатьох синьо-зелених водоростей поверх клітинних стінок знаходяться ще й слизисті шари, причому єдина слизиста оболонка часто покриває декілька клітин (рис. 1).

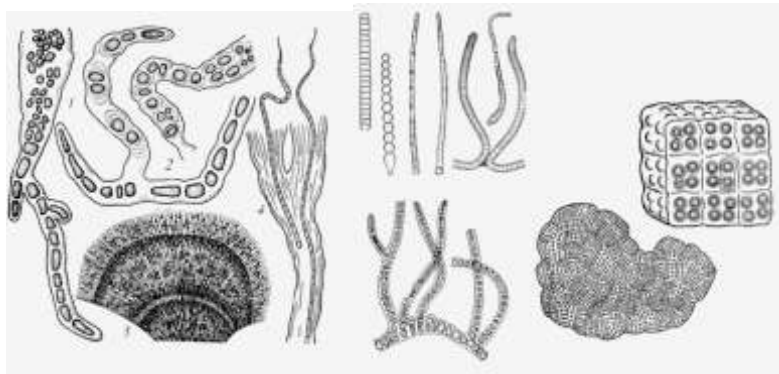


Рис. 1. Різні структури синьо-зелених водоростей: свердлярчі (1, 2) і туфоутворювальні (3, 4) синьо-зелені водорості

В особливу групу синьо-зелених водоростей виділяються ціанобактерії (*Cyanobacteria*) або ціанопрокаріоти – одноклітинні, нитчасті й колоніальні мікроорганізми, здатні до фотосинтезу, що супроводжується виділенням кисню. Вони відрізняються визначною здатністю адаптувати склад фотосинтетичних пігментів до спектрального складу світла, тому їх колір варіює від ясно-зеленого до темно-синього. Бактерії починають розмножуватися інтенсивніше, коли у воді, в якій вони мешкають, зростає концентрація поживних речовин, таких як фосфор і азот [2, 3, 6].

Розвинувшись у докембрійських морях у величезній кількості ціанобактерії змінили атмосферу стародавньої Землі, збагативши її вільним киснем, а також були першими творцями органічної речовини, що стала їжею для гетеротрофних бактерій і тварин. Крім того, ціанобактерії є плацдармом для освоєння рослинами безплідної поверхні землі [2].

В даний час, будучи значною складовою океанічного планктону, ціанобактерії стоять на початку більшої частини харчових ланцюгів і продукують велику частину кисню (внесок точно не визначений: найвірогідніші оцінки коливаються від 20 % до 40 %) [1, 2].

Єдиний організм, здатний одночасно проводити і фіксацію азоту, і фотосинтез, – це ціанобактерія *Anabaena*. Фотосинтез відбувається в більшості клітин при денному світлі, і

ціанобактерія може використовувати джерела азоту, розчинені в навколишньому середовищі. Проте, якщо азоту не вистачає, вона переходить до фіксації азоту. В результаті, вдень нитчаста ціанобактерія займається фотосинтезом, а вночі, коли фотосинтез відсутній, вона займається фіксацією азоту. Оскільки кисень виділяється при фотосинтезі, в еволюції ціанобактерій реалізовано дві стратегії: просторового і тимчасового розділення цих процесів. У одноклітинних ціанобактерій пік фотосинтетичної активності спостерігається у світлий, а пік нітрогеназної активності – у темний час доби.

На сьогодні ціанобактерії служать найважливішими модельними об'єктами досліджень в біології і біотехнологіях.

У Південній Америці і Китаї бактерії родів *Spirulina* і *Nostoc* через нестачу інших видів продовольства використовують в їжу: їх висушують, а потім готують борошно. Розглядається можливе застосування ціанобактерій у створенні замкнутих циклів життєзабезпечення, а також як масової кормової або харчової добавки [1, 5].

Слід зазначити, що деякі види ціанобактерій токсичні (*Microcystis*, *Anabaena*). Влітку, розвиваючись в планктоні прісних водоймищ, синьо-зелені водорості роблять воду непридатною для пиття. Іноді їх масовий розвиток служить причиною так званого замору риби. Багато донних форм (*Oscillatoria*, *Lyngbia*) служать показниками ступеню забрудненості води при її біологічному аналізі [1, 2, 4].

Ціанобактерії – головні учасники цвітіння води. Інтенсивне цвітіння ціанобактерій зовсім не нешкідливе явище. Річ у тому, що синьо-зелені водорості токсичні як для людей, так і для інших тварин. Їх бурхливий розвиток порушує всю екосистему озера і може повністю знищити життя на певних ділянках, які називають «мертвими зонами». Бактерії, розмножуючись, скупчуються у приповерхневому шарі води, покриваючи водоймище товстим «килимом», непроникним для світла. Так водорості блокують доступ сонячному випромінюванню до організмів, що знаходяться в більш глибоких шарах. Ці організми не отримують і кисень, який увесь «з'їдається» ціанобактеріями – розвиток водоростей пов'язаний із зниженням концентрації розчиненого у воді кисню. Саме ця зона під щільним шаром синьо-зелених водоростей, позбавлена світла і кисню, і називається мертвою зоною [4].

Разом з тим, синьо-зелені водорості мають певне господарське значення, що зумовлене їх хімічним складом: близько 60 % амінокислот і протеїнів; каротиноїди (бета-каротину в них у 25 разів більше, ніж у моркві); вітамін В<sub>12</sub> (у 6 разів більше, ніж у сирій яловичій печінці); вітамін Е (утричі більше, ніж в зародках пшениці), вітаміни групи В, аскорбінова кислота; макро- і мікро-елементи: кальцій, магній, мідь, залізо (у 50 разів більше, ніж у шпинаті), цинк, селен, й ін.; ліпіди водоростей складають 8,5 % на суху вагу [5].

Деякі види з високим вмістом протеїнів (наприклад, *Spirulina maxima*) використовуються в їжу населенням Африки і Японії. Азотфіксуючі види використовуються для підвищення родючості ґрунтів на рисових полях (Китай, Японія). В певних умовах масовий розвиток синьо-зелених водоростей сприяє утворенню лікувальних грязей. В деяких країнах (Китай, Республіка Чад) низку видів синьо-зелених водоростей (носток, спіруліна) використовують в їжу [9].

На сьогодні робляться спроби масового культивування синьо-зелених водоростей для отримання кормового і харчового білка (спіруліна). Спіруліна (*Spirulina*) – це



багатоклітинна, спіральна, нитчаста мікроводорость. Вона містить велику кількість поживних речовин, причому всі інгредієнти збалансовані у ній в оптимальних співвідношеннях. Спіруліна багата білком (протеїном), частка якого складає від 50 % до 70 %. Білку у спіруліні утричі більше, ніж у свинині, удвічі більше, ніж в яловичині і рибі, а каротину – у декілька разів більше, ніж у моркві. Спіруліна містить майже повний комплект найважливіших вітамінів – А, В<sub>1</sub>, В<sub>2</sub>, В<sub>3</sub>, В<sub>6</sub>, В<sub>12</sub>, С, Д, Е й ін. Один грам спіруліни за поживністю рівнозначний одному кілограму овочів. В акваріумі широко застосовується у порошкоподібному вигляді (як добавка до кормів), у пластівцеподібному і гранульованому вигляді, а також у вигляді таблеток і «чіпсів» [5, 6].

З'ясувалося, що водорості також мають протизапальний ефект і знижують маркери окислювального пошкодження клітин, яке є однією з безпосередніх причин процесу старіння [5].

В питанні пошуку альтернативних видів енергії вельми перспективним є використання синьо-зелених водоростей. Смердючі водорості нескладно перетворити на добриво і біопаливо. Біогаз з синьо-зелених водоростей – це результат звичайного природного процесу гниття і розкладання. Під час цвітіння водоєм синьо-зелені водорості спонтанно частково перетворюються на Метан. Якщо зібрати водорості у липні-серпні і помістити їх в закритий резервуар, під впливом сонячного проміння до осені відбудуватиметься виділення газу. Процес можна прискорити, встановивши вітряки для перемішування водоростей і підігріву. І навіть коли наступить зима, а водорості не встигнуть віддати весь газ, то весною переробка завершиться. В цей час зручно зібрати залишки і використати їх як добриво.

Біогаз, отриманий з водоростей – ідеальне екологічне біопаливо, якісний енергетичний продукт, калорійний і без шкідливих домішок. Вміст Метану в ньому – 85 %. Серед найпопулярніших джерел біопалива – рапс, але його, на відміну від синьо-зелених водоростей, треба вирощувати. Вихід газу невеликий – лише 15 % маси водоростей – це біогаз, але залишки водоростей можна використовувати як якісне добриво. Воно має 63-відсоткову частку органіки, містить мікроелементи: кальцій і кремній, у ньому підвищений вміст фосфору і калію [2, 4, 6].

Таким чином роль і значення синьо-зелених водоростей (*Cyanophyceae*) в загальному розвитку біосфери двояке. З одного боку воно вельми значне: в історичному плані вони є першим етапом в розвитку всього зеленого стовбура рослинного світу, а в загальному кругообігу речовин в природі відіграють величезну роль як первинна ланка всіх харчових зв'язків у водному середовищі і гігантський постачальник кисню в атмосферу. З іншого боку, негативне значення синьо-зелених водоростей пов'язане з цвітінням води, що призводить до токсикації водних екосистем і їх загибелі.

Разом з тим, повсюдне поширення водоростей у природі і масовий розвиток у різних місцепроживаннях, а також їх хімічний склад визначає неухильно зростаючу роль синьо-зелених водоростей у практичній діяльності людини, багато з яких використовується для виготовлення лікарських і біологічно активних речовин. Деякі види вживаються в їжу і є джерелами білків, жирів, вуглеводів.

#### Література

- 1.Альгология: учеб. пособие для вузов по спец. ботаника. – М.: Высш. шк., 1991. – 256 с.
- 2.Водоросли. Справочник. – К.: Наукова Думка, Вассер С.П., 1989. – 608 с.

3. Громов Б.В. Строение бактерий / Б.В. Громов. – Ленинград, 1985. – 192 с.
4. Горюнова С.В., Демина Н.С. Водоросли – продуценты токсических веществ / С.В. Горюнова, Н.С. Демина – М.: Наука, 1974. – 256 с.
5. Гурин И.С., Ажгихин И.С. Биологически активные вещества гидробионтов – источник новых лекарств и препаратов / И.С. Гурин, И.С. Ажгихин – М.: Наука, 1981. – 131 с.
6. Лабеев В. В. Экологическое и хозяйственное значение сине-зеленых водорослей (Cyanophyceae) / В. В. Лабеев, О. Н. Климчик // Збірник наук. праць VII наук.-практ. конф. «Сучасні проблеми збалансованого природо-користування». – Кам'янець-Подільський: Вид-во «ПДАТУ», 2012. – 334 с. – С. 33-35.

УДК 543. 3: 628. 1 (1-21) (477.42)

## **МОНІТОРИНГ ЯКОСТІ ПИТНОЇ ВОДИ ЧЕРЕЗ ВИЗНАЧЕННЯ ПОКАЗНИКІВ рН СЕРЕДОВИЩА ТА ЕЛЕКТРОПРІВІДНОСТІ ЗАСОБАМИ MULTILAB NOVA LINK**

*Т.І. Ковтун<sup>1</sup>, Іваненко О. А.<sup>2</sup>*

*<sup>1</sup>Житомирський національний агроекологічний університет, бульвар Старий, 7, м. Житомир, 10008, Україна*

*<sup>2</sup>Житомирський екологічний ліцей №24, вул. Шевченка, 105<sup>Б</sup>, м. Житомир, 10002, Україна*

Забезпечення населення України якісною та безпечною для здоров'я питною водою залишається одним із найбільш соціально значимих питань, оскільки безпосередньо впливає на стан здоров'я громадян, визначає ступінь екологічної та епідемічної безпеки цілих регіонів. Використання води низької якості може призвести не тільки до невиліковних хвороб, а і до смерті. Статистика доводить, що 80% усіх захворювань в багатьох країнах світу пов'язані з поганою якістю питної води та порушенням санітарно-гігієнічних норм водопостачання. Від хвороб, пов'язаних з неякісною питною водою, страждає третина населення усієї планети. [1]

Проблема споживання населенням м. Житомир якісної питної води на даний час є вкрай актуальною. Мешканці міста часто споживають воду з різних джерел: криничну, джерельну, артезіанську тощо. При цьому не задумуючись про те, що така вода може бути менш якісною. Відхилення якості води в шахтних колодязях відмічаються, в основному, за рахунок збільшеного вмісту нітратів. В більшості проб води із артезіанських свердловин встановлюються відхилення від нормативних показників по вмісту заліза та органолептичних показниках. [2]

Метою даного дослідження було визначення показників рН середовища та електропровідності питної води різних джерел, яку використовують мешканці міста, та виявлення джерел постачання найбільш якісної питної води.

Об'єктом дослідження була питна вода з різних джерел постачання, яку використовують мешканці м. Житомир.

Предметом дослідження є показники рН середовища та електропровідності питної води з різних джерел постачання.

Величину рН середовища та показники електропровідності визначали, використовуючи загальноприйняті методики та програму Multilab NOVA LINK [3].

Результати визначених показників рН середовища та електропровідності наведені в таблиці 1.

Як видно з таблиці 1, дистильована вода демінералізована, що шкідливо для здоров'я, а хлорована має низький рівень рН, що не відповідає нормам і є небезпечним. Слід відзначити, що показники рН досліджуваних джерел водопостачання відповідають Державним стандартам.[4]

**Таблиця 1.**

**Показники рН середовища та електропровідності питної води з різних джерел водопостачання**

Джерело постачання води	Дата відбору проби	Показники	
		рН	Провідності (мСм)
Водопровідна, вул. Київська, 74	20.06.2017	7,2	0,299
Свердловина, с. Левків, приватний сектор	28.08.2017	7,3	0,554
Джерельна, район Корбутівка	09.09.2017	6,42	0,391
Кринична, смт. Баранівка, приватний сектор	12.06.2017	6,59	1,445
Кринична, с. Сонячне, кооператив «Гранат»	02.07.2017	6,9	0,223
Кринична, район Крошня, вул. Під'їзна	08.08.2017	7,28	1,348
Бутильована «Еко»	15.09.2017	7,72	0,15
«Тала вода», с. Довжик	17.10.2017	6,83	0,261
Під час хлорування*	10.07.2017	6,22	0,538
Дощова вода	30.06.2017	7,55	0,098
Дистильована вода*	25.07.2017	6,33	0,16

\* Подальші дослідження дистильованої та хлорованої води не проводились. Зазначимо, що показники дистильованої та водопровідної води під час хлорування надаються для порівняння, так як ці води не є питними.

Викликає занепокоєння тільки джерельна вода району Корбутівка, рН якої дещо знижений, що може свідчити про переважаючий вміст іонів  $SO_4^{2-}$ ,  $Cl^-$  і навіть  $NO_3^-$ ; наявність слабких органічних кислот (переважно гумусових), або солей важких металів, що гідролізують. Але найбільш ймовірним є те, що дана вода дуже насичена  $CO_2$ , що доводять подальші дослідження. Мешканці району повідомили про непоодинокі випадки поганого самопочуття, після вживання сирієї води з даного джерела вперше.

Як відомо, електропровідність в безмежно розведених розчинах, яким є питна вода, прямо пропорційно залежить від концентрації електроліту. Тому, чим більша провідність питної води з різних джерел постачання, тим більший вміст розчинених в ній речовин. Як видно з таблиці 1, найбільшими показниками відзначається кринична вода смт. Баранівка

та кринична вода району Крошня, що свідчить про досить високий вміст розчинених у воді речовин, що може бути шкідливим для здоров'я. Мешканцям, які використовують цю воду рекомендовано перевірити її якість на вміст неорганічних речовин. Жителі, які користуються цією водою, відмічають дуже швидке утворення накипу на чайнику, що свідчить про високу твердість (жорсткість) води. Дуже низьке значення електропровідності має бутильована вода «Еко». Дана вода максимально демінералізована, тому часте вживання такої води може бути небезпечним. Дощова вода має найнижчу електропровідність, адже вміст розчинених в ній речовин незначний.

В результаті проведених досліджень були сформульовані наступні рекомендації:

- Воду потрібно використовувати свіжу, щойно взяту з джерела;
- Перевіряти якість вживаної води мешканцям, які використовують криничну воду, чи воду із свердловини, двічі на рік: восени та навесні;
- Вилучати з водопровідної мережі застарілі труби;
- Не потрібно постійно пити кип'ячену воду. Бажано вживати її сирого;
- Під час відстоювання води використовувати срібні предмети, попередньо очищені, що допоможе зменшити розмноження бактерій та осадити деякі види іонів (важливо для жорсткої води);
- Було б доцільно при розробці Національного стандарту щодо контролю якості питної води ввести нормативи показників електропровідності.

#### **Література:**

1. Гончаренко М. С. Екологія людини. : навчальний посібник/ М. С. Гончаренко, Ю. Д. Бойчук За ред. Н. В. Кочубей. – Суми: ВТД «Університетська книга», 2008. - 391 с.
2. Еколого-економічні проблеми довкілля Житомирщини.[Кол. моногр.] / [ Карпов В. І. , Сіренький С. П. , Данилко В. К. та ін. Під заг. ред. Михайленка П. П.]. – Житомир, 2001. – 320 с.
3. Набиванець Б. Й. Аналітична хімія природного середовища : Підручник./ Б. Й. Набиванець, В. В. Сухан, Л. В. Калабіна. – К.: Либідь, 1996. – 304 с.
4. Наказ МОЗ України № 400 від 12.05.2010 [Електронний ресурс]. – Режим доступу: zakon 2. rada. gov. ua/ laws/show/z0452 – 10.

#### **УДК 582.26**

### **ЕВГЛЕНОФІТОВІ ВОДОРОСТІ ПЕРИФІТОНУ РІЧКИ СТВІГА**

*Н.М. Корнійчук, Г.Є. Киричук*

*Житомирський державний університет імені Івана Франка, вул. Велика Бердичівська 40, Житомир 10008, Україна*

Дослідженню альгофлори Поліського регіону України присвячена велика кількість робіт, які стосувались як Лівобережної так і Правобережної його частин [1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 10, 11, 12, 14]. У роботах П.М. Царенка та Д.О. Капустіна вказується на високе видове різноманіття водоростей цього регіону – 2296 видів (3060 внутрішньовидових таксонів). Незважаючи на це альгообробстання окремих річок Житомирського Полісся досліджені недостатньо або взагалі не вивчалися [8].

Однією із таких річок є транскордонна річка Ствига, яка бере початок з боліт Клесівської рівнини в Україні, в межах Поліської низовини, в межиріччі р. Случ та Уборть. Перетинаючи Рівненську, Житомирську, Берестейську та Гомельську області вона впадає в р. Прип'ять на схід від смт Турова (Республіка Білорусь). Стан дослідження гідробіонтів даного водного об'єкту проаналізовано у [15] де зазначені зміни екологічної ситуації транскордонних ділянок річок басейна Дніпра. Нажаль зі спектру таких досліджень випала одна з важливих трофічних ланок – фітомікоперифітон, який може адекватно відображати зміни екологічного стану транскордонних водних об'єктів.

Дослідження видового різноманіття водоростей обростань різнотипних субстратів річки Ствига було проведено в розрізі експедиційних виїздів в 2010–2017 рр. Проби альгоперифітону були відібрані як на самій річці, так і на семи її притоках найбільшими з яких є Студениця, Плав (праві) та Перерісль, Льва (ліві). Відбір проб, фіксація та камеральне опрацювання здійснювалось за загальновідомими в гідробиології методиками [13].

За оригінальними даними альгоперифітон річки Ствига налічував 281 вид (313 внутрішньовидових таксонів, в.в.т.), що належав до п'яти відділів [9].

Одним із структуроутворюючих відділів був *Euglenophyta*, що формувався родами *Trachelomonas* Ehr. – 33% (від загальної кількості видів відділу прийнятої за 100%), *Euglena* Ehr. – 23%, *Phacus* Duj. – 20%, *Lepocinclis* Perty – 13%, *Strombomonas* Defl. – 7%, *Menoidium* Perty – 3%.

Порівняльний аналіз видового багатства альгообростань субстратів різних типів показав, що на природних кам'яних утвореннях вегетувало 15 видів водоростей, на бетонних спорудах та рогахі вузьколистому – 12 та 14 видів та в.в.т. відповідно. Домінуючу роль на всіх досліджуваних субстратах відігравали види роду *Trachelomonas* Ehr. (табл. 1).

Видове різноманіття фітомікроперифітону приток річки Ствига було різним (рис. 1.). Так найбільшу кількість видів водоростей було зареєстровано на притоці річки Льва – Буневі та на правій притоці річки Ствига, назва якої відсутня (витік біля села Журжевичи), а найменшу – на річці Тринза.

Таблиця 1

Кількість видів (внутрішньовидових таксонів) *Euglenophyta* ідентифікованих в басейні р. Ствига

Рід	Субстрат		
	Природні кам'яні утворення	Бетонні споруди	Рогіз вузьколистий
<i>Euglena</i> Ehr.	<u>3</u> 20	<u>2</u> 17	<u>4 (5)</u> 36
<i>Lepocinclis</i> Perty	<u>3</u> 20	<u>2</u> 17	–
<i>Phacus</i> Duj.	<u>2</u> 13	<u>1</u> 8	<u>3</u> 21
<i>Menoidium</i> Perty	–	<u>1</u> 8	–
<i>Strombomonas</i> Defl.	<u>2</u>	–	–

	13		
<i>Trachelomonas</i> Ehr.	<u>5</u> 33	<u>6</u> 50	<u>6</u> 43
Всього	<u>15</u> 100	<u>12</u> 100	<u>13 (14)</u> 100

Примітка. В чисельнику вказана кількість видових таксонів в абсолютному виразі, в знаменнику – теж у %. В дужках вказано число внутрішньовидових таксонів з врахуванням тих, що містять номенклатурний тип виду.

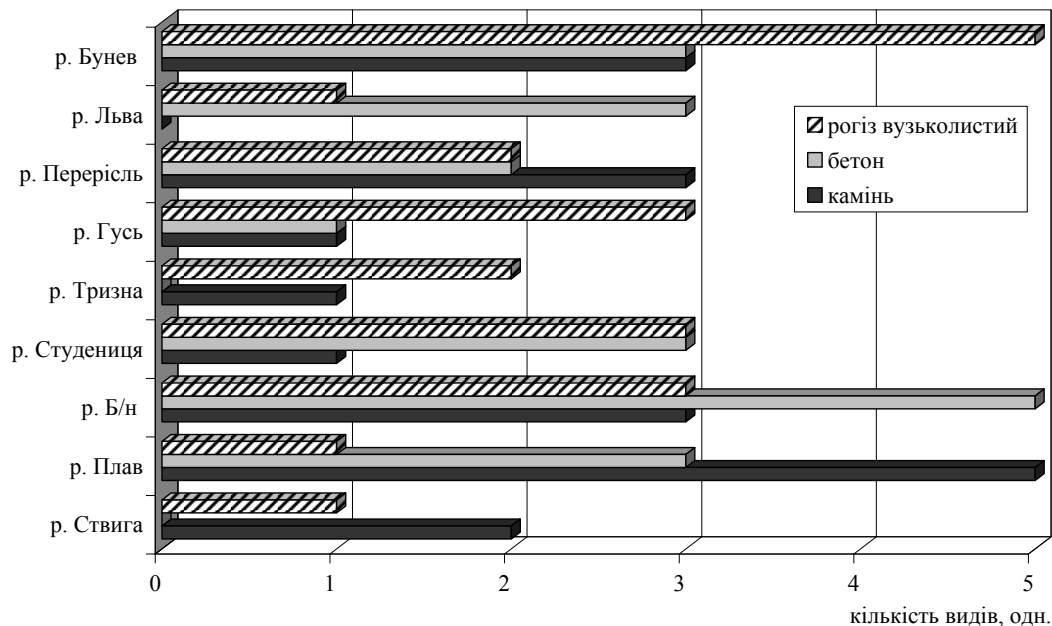


Рис. 1. Видове багатство евгленових водоростей різнотипних субстратів басейну р. Ствига.

Аналіз видового складу перифітону також засвідчив, що серед 30 видів евгленових водоростей, ідентифікованих в обростаннях басейну річки Ствига, жоден не був виявлений у всіх річках. Найвищі показники частоти трапляння були відмічені для *Trachelomonas rotunda var rotunda* Swir. – 26,7%, *Trachelomonas ovata* Roll. – 18,3%, *Trachelomonas intermedia f intermedia* Dang. – 16,7%. Комплекс специфічних видів евгленофітових досліджуваного об'єкту формували *Euglena clara* Skuja, *Euglena geniculata* Duj. emend. Schmitz var. *geniculata*, *Euglena acus var. hyalina* Klebs, *Euglena caudata* Hübn., *Lepocinclis constricta* Matv., *Lepocinelis ovum* (Ehr.) Lemm. var. *conica* Allorge et Lefevr., *Lepocinclis fusiformis* (Carter) Lemm., *Phacus parvulus* Klebs, *Phacus fominii* Roll, *Phacus pleuronectes var hyalinus* Klebs, *Phacus skujae* Skv., *Phacus striatus* Fr., *Strombomonas eurystoma f. incurva* (Bush.) Popova, *Strombomonas deflandrei* (Roll) Defl., *Trachelomonas granulata* Swir., *Trachelomonas hispida var. granulata* Playf., *Trachelomonas armata var. heterospina* Swir., *Trachelomonas dubia f. dubia* Swir. emend. Defl., *Menoidium tortuosum* (Stokes) Senn.

Розподіл водоростей за частотою трапляння на різнотипних субстратах виявився не рівномірним (табл. 2). Найвищі значення індексу середньої частоти трапляння водоростей відділу *Euglenophyta* були характерні для фітомікроепіфітонних угруповань – 11,1, а найнижчі – 7,3 для фітомікроепілітонних. Індекс середнього трапляння для всього басейну

р. Ствига становив лише 9,0, тобто фітомікроперифітон досліджуваного об'єкту формували евгленові водорості притаманні його різнотипним притокам.

Таблиця 2

Розподіл видів евгленових водоростей різнотипних субстратів за частотою трапляння

Частота трапляння	Природні кам'яні утворення
до 10%	<i>Euglena clara</i> Skuja, <i>Euglena geniculata</i> Duj. emend. Schmitz var. <i>geniculata</i> , <i>Euglena acus</i> Ehr. var. <i>acus</i> , <i>Lepocinclis lata</i> (Roll) Popova, <i>Lepocinclis constricta</i> Matv., <i>Lepocinelis ovum</i> (Ehr.) Lemm. var. <i>conica</i> Allorge et Lefevr., <i>Phacus parvulus</i> Klebs, <i>Phacus pleuronectes</i> var. <i>hyalinus</i> Klebs, <i>Strombomonas eurystoma</i> f. <i>incurva</i> (Bush.) Popova, <i>Strombomonas deflandrei</i> (Roll) Defl., <i>Trachelomonas ovata</i> Roll., <i>Trachelomonas Woronichiniana</i> Popova, <i>Trachelomonas granulata</i> Swir.
11–25%	<i>Trachelomonas intermedia</i> f. <i>intermedia</i> Dang., <i>Trachelomonas rotunda</i> var. <i>rotunda</i> Swir.
Бетонні споруди	
до 10%	<i>Euglena acus</i> Ehr. var. <i>acus</i> , <i>Lepocinclis lata</i> (Roll) Popova, <i>Lepocinclis fusiformis</i> (Carter) Lemm., <i>Menoidium tortuosum</i> (Stokes) Senn, <i>Phacus skujae</i> Skv., <i>Trachelomonas hispida</i> var. <i>granulata</i> Playf., <i>Trachelomonas Woronichiniana</i> Popova
11–25%	<i>Euglena texta</i> var. <i>texta</i> (Duj.) Hubn., <i>Trachelomonas conica</i> Playf., <i>Trachelomonas intermedia</i> f. <i>intermedia</i> Dang., <i>Trachelomonas ovata</i> Roll.
16–50%	<i>Trachelomonas rotunda</i> var. <i>rotunda</i> Swir.
Рогіз вузьколистий	
до 10%	<i>Euglena texta</i> var. <i>texta</i> (Duj.) Hubn., <i>Euglena acus</i> Ehr. var. <i>acus</i> , <i>Euglena acus</i> var. <i>hyalina</i> Klebs, <i>Euglena caudata</i> Hübn., <i>Phacus fominii</i> Roll, <i>Phacus striatus</i> Fr., <i>Trachelomonas armata</i> var. <i>heterospina</i> Swir., <i>Trachelomonas dubia</i> f. <i>dubia</i> Swir. emend. Defl.
11–25%	<i>Euglena pascheri</i> Swir., <i>Phacus abruptus</i> Korsch., <i>Trachelomonas planktonica</i> f. <i>oblonga</i> (Drez.) Popova, <i>Trachelomonas intermedia</i> f. <i>intermedia</i> Dang.
16–50%	<i>Trachelomonas ovata</i> Roll., <i>Trachelomonas rotunda</i> var. <i>rotunda</i> Swir.

### Висновки

Встановлено, що одним з структуроутворюючих відділів фітомікроперифітону басейну р. Ствига був *Euglenophyta*, з домінуванням родів *Trachelomonas* Ehr., *Euglena* Ehr. та *Phacus* Duj. (33, 23 та 20% відповідно). Набільше видове різноманіття представників даного відділу було відмічене для приток Бунев, без назви (витік біля села Журжевичи) та Плав.

Найвищі показники частоти трапляння були відмічені для *Trachelomonas rotunda* var. *rotunda* Swir. (на кам'яних субстратах вегетував у річках Плав, Бунев, Ствига, на бетонних утвореннях – Плав, Перерісль, Б/н, Студениця, Льва, на рогозі вузьколистому – Студениця, Б/н, Ствига, Бунев, Льва), *Trachelomonas ovata* Roll. (на кам'яних субстратах вегетував у річках Плав, на бетонних утвореннях – Плав, Гусь, на рогозі вузьколистому – Студениця, Б/н, Плав, Тризна, Перерісль), *Trachelomonas intermedia* f. *intermedia* Dang. (на

кам'яних субстратах вегетував у річках – Ствига, Перерісль, Бунев, на бетонних утвореннях – Плав, Бунев, на рогазі вузьколистому – Студениця, Б/н, Бунев, Гусь).

Визначені показники частоти трапляння евгленових водоростей характеризують діапазон екологічної валентності видів, містять цінну інформацію щодо альгоценозу всього басейну р. Ствига та можуть бути використані для біоіндикації даного водотоку. Показник індексу середньої частоти трапляння досліджуваного річкового басейну становив 9,0, що є свідченням мінімального антропогенного пресу на досліджуваний водний об'єкт. Отже р. Ствига, більшість приток якої протікає по незаселених територіях Житомирської та Рівненської області, зазнає мінімального антропогенного пресу та може бути використана як модельний об'єкт розвитку угруповань фітомікроперифітону.

### Література

1. Асаул-Ветрова З.І., Блейх С.А. Евгленові водорості ефемерних водойм Поліського заповідника // Український ботанічний журнал. – 1974. – Т. 31, №2. – С. 174–178
2. Балашов Л.С., Мошкова Н.О. Синузії деяких водоростей асоціації водяного горіха (*Trapa rossica* V. Vassil.) в заплаві р. Уборті // Укр. ботан. журн. – 1973. – 30, № 3. – С. 360–364.
3. Ветрова З.І., Блейх С.А. Сучасний стан вивченості альго флори заповідних територій України // Укр. ботан. журн. – 1977. – 50, № 1. – С. 65–77.
4. Водоп'ян Н.С. Діатомові водорості р. Болотниці у Поліському заповіднику // Український ботанічний журнал. – 1974. – Т. 31, №1. – С. 66–69
5. Догадіна Т.В. Характеристика альгофлори різних ділянок р. Тетерів // Український ботанічний журнал. – 1975. – Т. 32, №1. – С. 15–23
6. Капустин Д.А. Водоросли водоемов Полесского природного заповедника (Украина) // Альгология. – 2013. – 23, № 1. – С. 82–95.
7. Капустін Д.О. Водорості заболочених водойм Поліського природного заповідника / Наук. часопис НПУ ім. М.П. Драгоманова. Сер. 20. Біологія. – 2012. – Вип. 4. – С. 20–28.
8. Капустін Д.О., Царенко П.М. Особливості розподілу водоростей у різнотипних водоймах Поліського природного заповідника (Україна) // Український ботанічний журнал. – 2013. – Т. 70, №1. – С. 88–93
9. Корнейчук Н.Н., Киричук Г.Е. Структурно-функциональная организация фитомикроперифитона трансграничной реки Ствыга // Гидробиол. журн. – 2017. – Т. 53, № 5. – С. 3–18
10. Мошкова Н.О., Водоп'ян Н.С. До флори обростань р. Перги у Поліському заповіднику // Укр. ботан. журн. – 1975. – 32, № 4. – С. 415–424.
11. Паламарь Г.М. Водоросли болот Полесья, их экология и значение для типологии болот: Авто-реф. дис. ... канд. биол. наук: 03.00.05 / Г.М.Паламарь. – К., 1953. – 10 с.
12. Радзимовський Д.О., Коненко Г.Д., Підгайко Д.О. Фітопланктон ставків Українського Полісся. – К.: Вид-во АН УРСР, 1961. – С. 57–81
13. Топачевский А.В., Масюк Н.П., Пресноводные водо росли Украинской ССР. – Киев: Вища школа, 1984. – 333 с.
14. Шелюк Ю.С., Корнейчук Н.Н. Таксономическое разно образие водорослевых сообществ р. Тетерев (Украина) // Альгология. – 2009. – 19, № 3. – С. 284–293.
15. Экологическое состояние трансграничных участков рек бассейна Днепра на территории Украины / А. Г. Васенко, О. Н. Петренко, А. В. Климов, Ю. А. Ильевская, Г. М. Величко. – К. : Академперіодика, 2002. – 356 с.



## ПРАВОВА ХАРАКТЕРИСТИКА ВОДНОГО ЗАКОНОДАВСТВА В УКРАЇНІ

*І. П. Прокопенко, А. С. Мельниченко*

*Ірина Петрівна Прокопенко, кандидат історичних наук,  
доцент Житомирського національного агроекологічного  
університету*

*Аліна Сергіївна Мельниченко, студентка 1-го курсу факультету  
екології і права, напрям підготовки право*

На даному етапі вивчення правового регулювання водних ресурсів в Україні викликано тим, що в середині ХХ століття людство зіткнулося з розробкою хімічних, а згодом і бактеріологічних засобів ведення, війни та застосування пестицидів, отрутохімікатів в народному господарстві викликає необхідність розробки нормативно-правових актів. Свідченням цього є те, що кожного року стан озер, річок, підземних вод в Україні погіршується.

Водні ресурси країни – основне джерело отримання питної води для населення. Беручи до уваги факт, який засвідчує, що водні ресурси України по всій території держави розподілені нерівномірно (на заході вони найбільші, в південних районах Одеської, Херсонської, Запорізької, Донецької областях – найменші), крім того території Житомирської та деякі райони Київської областей зазнали радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи. Отож, суспільству і органам державної влади слід раціональніше використовувати запаси, охороняти їх від забруднення.[1]

Ураховуючи важливу цінність водних ресурсів для населення України, суспільством було розроблено низку норм, правил та обов'язків щодо використання і охорони водних запасів.

Так відповідно до ст. 6 Водного кодексу України води (водні об'єкти) є виключно власністю Українського народу і надаються тільки у користування. Натомість відповідно до ст. 59 Земельного кодексу України землі водного фонду можуть перебувати у державній, комунальній та приватній власності. Крім того, в Земельному кодексу України вказано, що громадянам та юридичним особам за рішенням органів виконавчої влади або органів місцевого самоврядування можуть безоплатно передаватись у власність замкнені природні водойми ( загальною площею до 3 гектарів). Власники на своїх земельних ділянках можуть у встановленому порядку створювати рибогосподарські, протиерозійні та інші штучні водойми.[2, с 143]

Ця проблема цікавила населення починаючи від часів, коли почали запроваджуватися різноманітні підприємства. З їх появою і починають страждати водойми. Як ми знаємо, що на території України підприємства почали виникати у період радянського союзу. Таким чином, щоб захистити природні надра створювалися ряд законів.

У грудні 1970 р.були затверджені Основи водного законодавства Союзу РСР і союзних республік Верховною Радою СРСР , які набрали чинності з 1 вересня 1971 року. В Україні згідно з ними 9 червня 1972 р. був прийнятий Водний кодекс УРСР, введений у дію з 1 листопада 1972 року. Водне законодавство було покликане забезпечити раціональне використання вод для потреб населення і народного господарства, охорону вод від забруднення й виснаження, попередження і ліквідацію шкідливого впливу вод,

поліпшення стану водних об'єктів, зміцнення законності в галузі водокористування. Водне законодавство визначало компетенцію Союзу РСР і союзних республік у галузі регулювання водних відносин, форми участі громадських організацій і громадян у здійсненні заходів щодо охорони водних ресурсів, встановлювало державний контроль за використанням і охороною вод, кримінальну й адміністративну відповідальність за порушення водного законодавства [2].

На сьогодні в Україні основним нормативним актом, який сприяє обґрунтованому, економному використанню вод, охороні від забруднень є – Водний Кодекс України 1995 р., який став основою водно- екологічного правопорядку нашої держави.

Також в галузі охорони навколишнього середовища, щодо використання і охорони водних ресурсів діє Закон України «Про охорону навколишнього природного середовища». Цей закон визначає основи організації охорони природи навколишнього природного середовища, які закладені в інтересах теперішнього і майбутніх поколінь. Був прийнятий 25 червня 1991р. екологічні права та обов'язки громадян Закону закріплені в статтях 9-11. [3]

Слід відзначити, що в період незалежності України питання охорони вод знайшли своє відображення в таких законах України: «Про рибне господарство, промислове рибальство та охорону водних біоресурсів»[4], «Про аквакультуру», «Про тваринний світ», «Про безпечність та якість харчових продуктів», пов'язане із забезпеченням розвитку інтенсивної екологічно чистої рибної продукції. [5]

Як висновок можна сказати, що чинне водне законодавство України можна класифікувати на II періоди. I період – період Другої кодифікації в Україні (1958-1970 рр.), був прийнятий перший Водний кодекс УРСР. II період – це період часів незалежності України: було прийнято Закон України «Про охорону навколишнього природного середовища» та нову редакцію чинного Водного кодексу 1995 р. Таким чином, правове регулювання раціонального використання водних ресурсів в нашій державі постійно вдосконалюються. Хоча і досі наші закони не так ефективно діють, як в наших сусідніх європейських країнах.

### Література

1. Зберегти воду: українські водойми потерпають від забруднення [Електронний ресурс]. – режим доступу <https://ecology.unian.ua/naturalresources/1455473-zberegty-vodu-ukrajinski-vodoymi-poterpayut-vid-zabrudnennya.html>
2. Бондарчук Н. В. Природоохоронне законодавство та екологічне право: навч. посібник / Н. В. Бондарчук – Житомир: ЖНАЕУ, 2015. – 276 с.
3. Основні риси розвитку законодавства УРСР в 70-ті та на початку 80-років : [Електронний ресурс]. – Режим доступу : <https://sites.google.com/site/igroupteamsite/istoria-derzavi-ta-prava-ukraieni/osnovni-risi-rozvitku-zakonodavstva-ursr-v-70-ti-ta-na-pocatku-80-h-rokiv>
4. Водне законодавство України [Електронний ресурс]. – режим доступу [http://pidruchniki.com/1102112252683/pravo/vodne\\_zakonodavstvo\\_ukrayini](http://pidruchniki.com/1102112252683/pravo/vodne_zakonodavstvo_ukrayini)
5. Про рибне господарство, промислове рибальство та охорону водних біоресурсів : Закон України 8 липня 2011 р. № 3677-VI : [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://www.rada.gov.ua/>. – Назва з екрана.

6. Про аквакультуру : Закон України 18 вересня 2012 р. № 5293-VI : [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://www.rada.gov.ua/>. – Назва з екрана.

УДК 574.63(477.42)

## ДОСЛІДЖЕННЯ ТЕХНОЛОГІЧНОЇ ЯКОСТІ ОЧИСТКИ СТІЧНИХ ВОД НА КП ЖОЛСЦРЗ ДИТЯЧОГО ТА ДОРОСЛОГО НАСЕЛЕННЯ «ДЕНИШІ»

*Зав'язун Н.Т. студентка факультету екології та права  
Житомирський національний агроекологічний університет  
Борисюк Б.В. Науковий керівник: доцент, к. с-г. н.*

**Постановка проблеми:** У теперішній час існує велика проблема раціонального використання водних ресурсів, а очищена стічна вода рідко відповідає нормативним вимогам. Тому виникає питання пошуку найбільш перспективних методів очистки та знезараження стічних вод [1]. Також важливого значення набуває раціональне використання водних ресурсів.

Досліджувана наукова проблема є актуальною на даному етапі розвитку господарських систем міста Житомира, оскільки чиста вода є необхідною умовою життєдіяльності складових біосистеми.

**Мета досліджень** — оцінка якості комплексної очистки стічних вод.

Для виконання поставленої мети заплановано ряд **завдань досліджень**:

- Провести аналіз якості стічних вод після їх очищення;
- Запропонувати заходи поліпшення очистки стічних вод.

Мальовнича місцевість с. Дениші визнана курортною зоною завдяки родовищу мінеральної радонової води. М'який клімат, цілюще повітря — озон відчувається навіть найсухіші літні дні. “Поліською Швейцарією” називають ці живописні місця. Все це послужило для створення лікувально-санаторного центру “Дениші”, що спеціалізується на антирадіаційному захисті дітей та дорослих. Профіль санаторію (а працює він протягом цілого року) — бальнеологічний. Він передбачає лікування захворювань нервової та серцево-судинної систем, органів дихання, травлення та руху. Головні лікувальні фактори — радонова вода та цілюще соснове повітря [2].

**Джерелом питного водопостачання** санаторію є водогінна мережа. Господарсько-питні системи водопостачання подають воду для пиття, приготування їжі та проведення санітарно-гігієнічних процедур.

До джерел господарсько-побутових стічних вод відносяться:

- лікувально-санаторний центр “Дениші”;
- санаторій УВС.

До джерел побутових стічних вод відносяться:

- дитячий будинок;
- житловий масив лікувально-санаторного центру “Дениші”.

Існуючі споруди для очищення стічної води ЖОЛСЦРЗ «Дениші» є комплексом об'єктів механічного і біологічного очищення стічних вод.

До складу очисних споруд входять: приймальний резервуар насосної станції; приймальна камера гашення натиску стічної води; відділення решіток; блок аеротенків і відстійників; контактні резервуари; біологічні ставки; мулові майданчики; поля фільтрації; виробничо-технічний корпус; насосна станція відкачки мулу; насосна станція відкачки очищених стоків на поля фільтрації.

#### **Камера гасіння натиску стічних вод**

Стічні води по напірному колектору від КНС -1 надходять з лікувально-санаторного центру “Дениші”, санаторію УВС та житлового масиву лікувально-санаторного центру “Дениші”, дитячого будинку (КНС -2) в камеру, де відбувається механічне очищення води від сміття та гасіння залишкового напору і яка самопливом надходить на установку біологічного очищення господарсько-побутових стічних вод, яка складається з двох аеротенків та вторинних відстійників. В якому відбувається біологічний процес очищення.

Процес очищення в аеротенку відбувається при протіканні через нього аерованої суміші стічної води та активного мулу. Тривалість аерації мулової суміші в аеротенках, повинна бути 7 – 8 годин [3].

Ефективність видалення грубо дисперсних речовин із стічних вод у відстійниках складає 40–60 % при тривалості відстоювання 1–1,5 години.

#### **Контактні резервуари**

Контактні резервуари призначені для дезінфекції стоків гіпохлоритом натрію впродовж 30 хвилин. Знезараженні стоки з контактних резервуарів самопливом надходить для подальшого очищення на біологічні стави.

#### **Біоочисні ставки**

Біоочисні ставки використовуються для доочищення стічних вод, що пройшли споруди біологічного очищення [4].

#### **Поля фільтрації**

Суть процесу очищення стічних вод на полях фільтрації полягає в тому, що при фільтруванні стічних вод через ґрунт у його верхньому шарі затримуються завислі та колоїдні речовини, які утворюють на поверхні частинок ґрунту густонаселену мікроорганізмами [4].

**Програмою та методикою досліджень** було ще передбачено проведення аналізу стічних вод, на виході очисних споруд та місцях відбору проб.

Кількість стічних вод по об'єкту — 400 м<sup>3</sup>/добу. Стічні води скидаються на поля фільтрації з циклом повної біологічної очистки. Дослідження стічних вод на вміст наведених в табл.3.5. інгредієнтів (тобто їх фактичну концентрацію) здійснюється лабораторними методами. Кількість відбору проб становить 1 раз на добу протягом року.

Таблиця 3.5

**Дані лабораторних обстежень за 9 місяців 2017 р**

Показники скиду зворотних вод	C <sub>забр.</sub> , мг/л		ГДК, мг/л
	До очистки	Після біоставків	
ХСК, мгО/дм <sup>3</sup>	331,0	75,0	80,0

А налізую чи ці дані, по- перше, нас цікавит ь продукт	БСК <sub>5</sub> O <sub>2</sub> /дм <sup>3</sup>	210,5	16,7	15,0
	Завислі речовини,	180,1	14,6	15,0
	Азот амонійний,	34,1	0,34	0,39
	Нітрати	51	38,1	40
	Хлориди	322	108,0	300,0
	Сульфати	421,6	88,2	100,0
	рН	6,4–7,3	6,6–8,2	6,5–8,5
	Збудники кишкових інфекцій		відсутня	відсутня

ивність роботи очисних споруд, результатом яких є виміряна концентрація інгредієнтів на вході і виході очисних споруд (табл.3.5).

По-друге, нам потрібно проаналізувати концентрації фактичні і допустимі. Це теж один із показників ефективності роботи очисних споруд.

#### 2016 р.

- ХСК (фактична концентрація – 65 мг/л), < ГДК – 80,0 мг/л;
- БСК<sub>5</sub> (фактична концентрація – 15,5 мг/л) > ГДК – 15,0 мг/л;
- Завислі речовини (фактична концентрація – 14,0 мг/л) < ГДК – 15,0мг/л;
- Азот амонійний (фактична концентрація – 0,32 мг/л) < ГДК – 0,39 мг/л);
- Нітрати (фактична концентрація – 41,7 мг/л) > ГДК – 40 мг/л.
- Хлориди (фактична концентрація – 78,0 мг/л) < ГДК – 300,0 мг/л;
- Сульфати (фактична концентрація – 68,1 мг/л) < ГДК – 100,0 мг/л).
- рН ( фактична – 6,7–8) < нормованого – 6,5-8,5.

#### 2017 р.

- ХСК (фактична концентрація – 70,0 мг/л), < ГДК – 80,0 мг/л;
- БСК<sub>5</sub> (фактична концентрація – 16,7 мг/л) > ГДК – 15,0 мг/л;
- Завислі речовини (фактична концентрація – 17,6 мг/л) > ГДК – 15,0 мг/л;
- Азот амонійний (фактична концентрація – 0,34 мг/л) < ГДК – 0,39 мг/л);
- Нітрати (фактична концентрація – 38,1 мг/л) < ГДК – 40 мг/л.
- Хлориди (фактична концентрація – 108,0 мг/л) < ГДК – 300,0 мг/л;
- Сульфати (фактична концентрація – 107,2 мг/л) < ГДК – 100,0 мг/л).
- рН ( фактична – 6,6–8,2) < нормованого – 6,5-8,

## ВИСНОВКИ ТА ПРОПОЗИЦІЇ

Дані перевищення гранично допустимих концентрацій таких інгредієнтів як: нітрату та БСК<sub>5</sub> (2016 р.) свідчать про неефективну очистку стічних вод за цими інгредієнтами.

Дані за 9 місяців 2017 року свідчать про неефективну очистку стічних вод за інгредієнтами: сульфати, завислі речовини та БСК<sub>5</sub>.

Після проведених нами досліджень ми визначили, що основною причиною неефективної очистки стічних вод є застаріле обладнання та використання неефективних методів очистки.

### Пропозиції:

1) Використовувати пластикові септики, наприклад PLASTEPUR® фірми SOTRALENTZ (Франція).

2) Для біологічного очищення невеликих ставків, які утворюються в результаті господарської діяльності (будинки відпочинку, санаторії, готелі, підприємства харчової промисловості тощо), почали застосовувати так звані плаваючі біореактори [5, 6].

3) Використання автоматизованих установок, наприклад Biotal (фірма Teterja Alexandr ing., Чехія) які дозволили б значно скоротити витрати електроенергії і подовжити термін служби устаткування.

4) Використання SBR-реакторів, які забезпечують по-справжньому глибоке біологічне очищення стоків, без запахів [7, 8].

#### **Список літератури:**

1. Бойчук Ю.Д., Шульга М.В., Цалін Д.С., Дем'яненко В.І. Основи екології та екологічного права: Навчальний посібник – 2-ге вид., випр. і доп. – Суми: ВТД «Університетська книга»; К.: Видавничий дім «Княгиня Ольга», 2005. – 368 с.

2. Дениші. Бальнеологічний курорт. – <http://www.denyshi.com.ua/>

3. Запольський А. К. Водопостачання водовідведення та якість води: Підручник. – К.: Вища шк., 2005. – 671с.

4. Шкатула Ю.М. Екотехнології міських систем: теоретичні основи і практикум. Навчальний посібник. /Ю.М. Шкатула, М.А. Дзюмак, М.В. Первачук, Г.І. Кравчук. – Вінниця: ПП «ГД «Едельвейс і К», 2012. – 196 с.

5. Плавающие биореакторы. ЧП «Аквастрой сервис» (г. Ровно). — <http://akvamir.com/index.php?p=14&pt=6>.

6. Локальные очистные сооружения (септики и системы глубокой очистки) // Технология строительства. — [http://kotelinfo.ru/tech\\_building1.html](http://kotelinfo.ru/tech_building1.html).

7. Биологические очистные сооружения SBR. — [http://www.saveplanet.su/tehno\\_582.html](http://www.saveplanet.su/tehno_582.html).

8. Биореакторы. Технология SBR. — [http://www.aquaby.by/index.php/news/72/56/bioreaktory\\_tehnologiya\\_SBR](http://www.aquaby.by/index.php/news/72/56/bioreaktory_tehnologiya_SBR).

**УДК 628.1.033:628.196**

## **СУЧАСНИЙ СТАН І ПРОБЛЕМИ ПИТНОГО ВОДОПОСТАЧАННЯ В УКРАЇНІ ТА ШЛЯХИ ЇХ ВИРІШЕННЯ**

***Башинська І.Л.***

*Аспірант, Житомирський державний агроекологічний  
університет, бульвар Старий 7, м. Житомир, 10008, Україна*

Забезпечення населення України якісною питною водою є складною соціальною, економічною, гігієнічною, екологічною та господарською проблемою.

За чисельністю населення (понад 45 млн. жителів), значним промисловим потенціалом (25% промислових об'єктів від загальної кількості у колишньому СРСР) і розвинутим сільськогосподарським виробництвом Україна залишається однією з найпотужніших країн на теренах СНД.

Для забезпечення повноцінного рівня життя та здоров'я населення, безперервного функціонування промислових і сільськогосподарських об'єктів кожна країна повинна мати достатню кількість природних водних ресурсів, насамперед прісних вод, які слугують основним джерелом питного водопостачання населення. Теоретично водні ресурси невичерпні, оскільки вони відновлюються в процесі кругообігу. Однак споживання води зростає такими темпами, що перед людством дедалі частіше виникає проблема чистої води.

За даними ВООЗ, країна вважається достатньо забезпеченою водними ресурсами, якщо на одну людину припадає не менше 1,5 тис.м<sup>3</sup> води на рік. На жаль, за цим критерієм Україна поступається багатьом європейським країнам, зокрема, Великобританії, Італії, Франції, колишній Югославії, Швейцарії, Австрії, де норматив забезпечення населення природною водою у 2-3 рази і більше перевищує норматив, що склався у нашій країні і який становить 1,0 тис.м<sup>3</sup> на рік на одного жителя [7].

Норвегія - 96,9 тис.м<sup>3</sup> в рік на 1 людину

Швеція – 24,1 тис.м<sup>3</sup> в рік на 1 людину

Європа – 8,6 тис.м<sup>3</sup> в рік на 1 людину

Австрія – 7,7 тис.м<sup>3</sup> в рік на 1 людину

Швейцарія – 7,3 тис.м<sup>3</sup> в рік на 1 людину

Франція – 4,6 тис.м<sup>3</sup> в рік на 1 людину

Україна – 1,0 тис.м<sup>3</sup> в рік на 1 людину

Погіршення якості і вичерпання ресурсів, особливо життєзабезпечуючих, таких як вода, не лише негативно відбиваються на стані здоров'я людей, а й є причиною загострення міждержавних відносин, регіональних проблем і навіть конфліктів та війн. Колишній Генеральний секретар ООН Кофі Анан в одній із своїх доповідей відмітив, що вода – це безцінний скарб. Без неї ми не спроможні прожити. Її нічим не замінити. До того ж водні ресурси вкрай вразливі: діяльність людини згубно позначається на кількості та якості прісної води. На Конференції ООН зі сталого розвитку, яка відбулася 20-22 червня 2012 року в Ріо-де-Жанейро (РІО+20), проблеми якості води займали важливе місце в обговоренні і розглядалися під кутом зору шляхів, що стосуються якості води, забезпеченості енергією та продуктами харчування. Окреслюючи важливість проблеми якості води у XXI столітті на РІО+20 акцент було зроблено на глобальних процесах, що спричинили погіршення якості водних ресурсів, що стає лімітуючим чинником безпеки питного і господарського водопостачання [9].

Як згадувалося вище, Україна є однією з найменш забезпечених водними ресурсами в Європі. При цьому, практично всі поверхневі водні джерела України мають високий ступінь забрудненості (3 та 4 клас якості відповідно до ДСТУ 4808:2007 «Джерела централізованого питного водопостачання. Гігієнічні і екологічні вимоги щодо якості води та правил вибирання»). Головна водна артерія країни - річка Дніпро - не є виключенням.

Сьогодні Дніпро став універсальним розчинником промислових та побутових стоків, дніпровська вода втратила здатність до самоочищення. Десятиліття надмірного антропогенного навантаження, посилені наслідками Чорнобильської катастрофи, порушили природну рівновагу та спричинили за собою кризовий стан багатьох територій в басейні річки Дніпро. Зберігається тенденція погіршення якості води в річці, як

наслідок помилкового шляху промислового, господарського та економічного розвитку, яким продовжує йти Україна.

Проблема з рікою виникла не за один день. Рішення уряду Радянського Союзу побудувати греблі на Дніпрі, було великою помилкою. Вочевидь, що отриманий економічний ефект не компенсує негативних наслідків, які виникли внаслідок цього рішення для всього великого регіону басейна Дніпра. Після створення каскаду водосховищ, Дніпро стало повільно, але конкретно перетворюватися спочатку в озеро, а потім і в болото, і якщо нічого не робити, це може призвести до глобальної екологічної катастрофи. На думку багатьох вчених, для того, щоб виправити цю помилку необхідно ліквідувати всі греблі і тільки при цих умовах екосистема Дніпра зможе повернутися до природнього русла [6].

У колишньому СРСР державна політика передбачала забезпечення водопровідною питною водою якомога більшої кількості населених пунктів. На сьогодні в Україні усі великі міста - обласні центри мають централізовані системи водопостачання. Також цим видом водопостачання охоплено значний відсоток середніх, малих міст і селищ міського типу, меншою мірою - сільських населених пунктів, у яких переважає нецентралізоване питне водопостачання (табл.1) [7].

Таблиця 1

Забезпеченість населення України  
централізованим питним водопостачанням

Тип населеного пункту	Кількість	Водопостачання	
		кількість	%
Міста	458	458	100
Селища міського типу	886	768	86,7
Сільські населені пункти	28540	6305	22,1

Найбільші об'єми питної води споживаються населенням, яке забезпечене централізованим водопостачанням. Централізоване (водопровідне) питне водопостачання - це сукупність заходів із забезпечення населених пунктів доброякісною питною водою в достатній кількості, яка передбачає механізований забір води із джерел, її очищення, знезаражування та за потреби спеціальне оброблення та доставку користувачам мережею водопровідних труб. Цей вид питного водопостачання населення є і залишається основним в Україні [4,7].

Централізованим водопостачанням охоплено понад 75% населення України. За цим показником ми займаємо 36-е місце серед країн Європи. Із 46 млн. громадян України централізованим водопостачанням користується близько 30 - 35 млн, водою з криниць - 10 млн. і понад 800 тис. осіб у 13 областях України змушені споживати виключно привозну воду.

Проблема забезпечення населення якісною питною водою в Україні була й залишається надзвичайно гострою. Якість питної води, яку отримує населення у централізованих системах, залежить від багатьох складових. Перш за все від наявності водних ресурсів у регіонах, їх санітарного стану, ефективності водоохоронних заходів, технічного рівня та відповідності систем очистки та розподілу води, рівня лабораторного контролю за якістю води та іншими поставленими до них вимог [8].



Аналіз стану питного водопостачання населення більшості міст України показав, що якість питної води й рівень її споживання залишаються незадовільним, а в багатьох населених пунктах ця проблема набула кризового характеру.

До числа основних недоліків організації забезпечення населення питною водою варто віднести:

- недосконалість законодавчої бази і недостатньо ефективний контроль над виконанням нормативних і правових основ діяльності в сфері питного водопостачання;
- незадовільний санітарний і екологічний стан поверхневих джерел господарсько-питного водопостачання, недостатнє використання більш захищених від забруднення підземних джерел води;
- застосування недосконалих технологій на водопровідних очисних спорудах, побудованих відповідно до чинних нормативів. Однак вони вже не в змозі перешкоджати потраплянню в питну воду речовин, дія яких на організм людини стає реальною загрозою її здоров'ю;
- погіршений стан водогінних мереж і споруд, а також порушення режимів їх експлуатації;
- слабка матеріально-технічна база лабораторного контролю якості питної води на всіх етапах її надходження до споживачів;
- незадовільне інформаційне забезпечення населення про якісні параметри води, що подається, і рекомендованих методів і засобів її доочищення [5].

Основним джерелом питного водопостачання в Україні слугують прісні поверхневі води. Лише з басейну Дніпра питною водою забезпечуються понад 35 млн. населення. Від ступеня забруднення води у поверхневих джерелах залежить вибір більш простої або, навпаки, ускладненої технологічної схеми водопідготовки, яка повинна забезпечити надійне та ефективне її очищення та знезараження відповідно до вимог для питної води. На сьогодні забруднення джерел питного водопостачання досягло такого рівня, що традиційні водопровідні очисні споруди вже не можуть перешкоджати надходженню у питну воду значної кількості неорганічних та органічних забруднювачів, спільна дія яких на організм, особливо в умовах радіаційного навантаження, викликає реальну загрозу нації. Проблема суттєво загострюється тим, що існуючі технології передбачають широке застосування хлору, зокрема, для знешкодження продуктів розпаду фітопланктону, внаслідок чого у питній воді утворюється велика кількість токсичних хлорорганічних сполук, які характеризуються мутагенною та канцерогенною дією. Виходячи з цього, санітарна охорона вододжерел від забруднення, насамперед стічними водами, має надзвичайно велике значення [7].

З метою поліпшення ситуації щодо забезпечення населення України питною водою та покращення її якості необхідно:

- створити умови для стимулювання впровадження маловодних та водозберігаючих технологій на підприємствах комунального водопостачання і виробництвах питної води;
- посилити управлінську підтримку зусиль підприємців щодо створення вітчизняного водоочисного обладнання, прискорення процесу оновлення, удосконалення, заміни обладнання комунальних господарств;
- удосконалити систему контролю за скидами забруднених вод та переглянути санкції за порушення вимог санітарного законодавства з метою покращення стану джерел питного водопостачання;

- впровадити нормативні вимоги до скидів зворотних вод, першочергово для джерел питного водопостачання;
- забезпечити підвищення контролю за використанням гербіцидів суб'єктами підприємницької діяльності у сільському господарстві, з метою зниження кількості нітратів у питній воді сіл та селищ міського типу [1].

Проблема забезпечення населення водою, а особливо чистою питною водою була, є і буде актуальною завжди, оскільки людство не замислюється над тим фактом, що в процесі багаторічної людської діяльності, яка пов'язана із забруднення природних водойм неочищеними промисловими, побутовими та сільськогосподарськими стічними водами ми назавжди втрачаємо можливість використовувати природні джерела води в якості джерел питного водопостачання, оскільки проходять якісні зміни складу природних вод, і як результат і питних вод. Природні та питні води не відповідають екологічним та санітарно-гігієнічним вимогам відповідно. Існуючі недосконалі технології очищення будьяких стічних вод призводять до негативних ситуацій - бактеріологічного та хімічного забруднення водних джерел, впливу бактерій, патогенних мікроорганізмів, хімічних та токсичних домішок на водну екосистему в цілому і як результат на якість питної води і здоров'я людей, які цю воду використовують для власних потреб. Ця проблема загострюється та посилюється з кожним роком і наближається до того моменту, коли людство може повністю втратити екологічно незагрозливі для життя та здоров'я природні джерела води.

Постійно зростаюче забруднення води поверхневих водойм, підсилене неефективною роботою водопровідних очисних споруд (невідповідність технологічних схем водоочистки, порушення технологічних режимів, незадовільний стан розподільчої мережі, відсутність кваліфікованих експлуатаційних служб), створює серйозну проблему в отриманні якісної питної води [1]. Вже сьогодні переважна більшість населення, особливо міст, споживає питну воду не в первісному її стані, а виключно як продукт складних технологічних перетворень. Традиційні технології водо підготовки на річкових водопроводах в умовах зростаючого антропогенного забруднення поверхневих вод вже не в змозі забезпечити нормативну якість питної води, оскільки технології залишаються застарілими, вони удосконалюються не в цілому, а лише частково, здебільшого шляхом упровадження ефективніших технологічних засобів (коагулянтів, флокулянтів, матеріалів завантажень фільтрів, знезаражувальних засобів тощо). Вкрай незадовільним залишається технічний стан розподільних мереж, що робить можливим вторинне забруднення в них питної води [5].

Не краща ситуація з питною водою складається і в сільській місцевості, де для питного водопостачання населення використовує підземні ґрунтові води (колодязі, свердловини тощо). Підземні води більш захищені від зовнішніх факторів і тому зазвичай характеризуються стабільним хімічним складом. Натомість, в окремих регіонах за рахунок природних чинників або антропогенного впливу ці води мають некондиційний склад переважно за такими показниками, як жорсткість, загальна мінералізація, сульфати, сполуки заліза, марганцю, хлориди, рідше сполукам фтору та групи азоту [7]. Трапляються випадки, коли підземні води крім хімічних та токсичних сполук забруднення мають і мікробне забруднення. Нестабільна якість ґрунтових та підземних вод, недостатня їх захищеність від забруднення створює небезпечну потенційну загрозу здоров'ю населення, обумовлену токсикогенним впливом [2].

В умовах негарантованої якості питної води, що виробляється на річкових та артезіанських водопроводах, у край незадовільного технічного стану розподільчих мереж найбільш раціональним шляхом поліпшення якості питної води може стати її доочищення безпосередньо в місцях споживання. З цією метою в багатьох країнах світу використовують індивідуальні та колективні водоочисні пристрої, останніми роками вони набувають поширення і в нашій країні. Напрямок доочищення питної води для нашої країни є відносно новим, але без сумніву перспективним, і тому потребує подальшого розвитку та практичної реалізації.

Те саме можна сказати і про такі види нецентралізованого альтернативного водопостачання як фасована питна вода, пункти розливу доочищеної питної води, бюветні комплекси артезіанської води тощо. В Україні мають бути створені умови для поширення цих видів водопостачання не лише в містах, а й у сільській місцевості, виходячи з даних про високу якість фасованої, доочищеної і бюветної води [7].

#### Література

- 1 Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища України у 2014 році/ Міністерство екології та природних ресурсів України.- Київ, 2016. - 350с.
- 2 Корінько, І.В. Контроль якості води: монографія / І.В.Корінько, В.Я.Кобилянський, Ю.О.Панасенко. - Харків: ХНАМГ, 2013. - 288с.
- 3 Прокопов, В.О. Питна вода України: медико-екологічні та санітарно-гігієнічні аспекти: монографія. - Київ: ВСВ «Медицина», 2016. - 400с
- 4 Яцик, А.В. Водне господарство України/А.В.Яцик, В.М.Хорєв – К.: Генеза, 2000. - 456с.
- 5 Гончарук, В.В. Хімія води і проблеми водопостачання // Наука і технологія. - 2009.- № 4.- С. 18-24.
- 6 Малярєнко, В. Дніпровський форум. Поиск путей решения проблем бассейна Днепра //Вода и водоочистные технологии. - 2012.- №4.- С.18-22.
- 7 Прокопов, В.О. Гігієнічні проблеми якості питної води, що видобувається із підземних джерел / В.О.Прокопов, С.І.Загайський, О.В.Зоріна //Гігієна населених місць. - К., Полімед. 2007. - Вип.49.- С. 45-50.
- 8 Шевчук, Ю.Ф. Сучасний стан і проблеми питного водопостачання населення України // Науковий вісник Чернівецького університету.Вип.655. – С.90-92. Електронний ресурс режим доступу: [https://collectedpapers.com.ua/wp-content/uploads/2013/10/020\\_655\\_Shevchuk.pdf](https://collectedpapers.com.ua/wp-content/uploads/2013/10/020_655_Shevchuk.pdf)
- 9 "Аналіз актуальних чинників погіршення якості питного водопостачання в контексті національної безпеки України". Аналітична записка Електронний ресурс режим доступу: <http://www.niss.gov.ua/articles/1037> Національний інститут стратегічних досліджень

## ОЦІНКА СТАНУ ЕКОСИСТЕМ ВОДОЙМ В УМОВАХ АНТРОПОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ

*Є. В. Старосила<sup>1</sup>, Н. М. Конча<sup>1</sup>*

*<sup>1</sup>Інститут гідробіології НАН України, пр. Героїв Сталінграду, 12,  
м. Київ, 04210, Україна*

Інтенсивні процеси урбанізації, що відбуваються сьогодні, значною мірою пов'язані із концентрацією виробництва та розбудовою міст. Очікується подальше збільшення міського населення, розширення меж населених пунктів та, відповідно, площ урбанізованих ландшафтів. На цих територіях ступінь антропогенного навантаження на екосистему водойм спричиняються низкою чинників, зокрема, розмірами населених пунктів, кількістю населення, щільністю житлової та промислової забудови, профілем господарської діяльності тощо. Зростаючий антропогенний вплив на міські водойми призводить до змін їх трофічного статусу, збільшує кількість таких, що відповідають визначенню «гіпертрофні». У водних об'єктах урбанізованих територій часто спостерігають ліквідацію окремих ланок трофічного ланцюга, що призводить до змін морфологічних та функціональних параметрів компонентів біоценозу, а також порушенню взаємозв'язків між гідробіонтами різних трофічних рівнів. Тому, метою досліджень було оцінити якість поверхневих вод водних об'єктів урбанізованих територій, як структурної складової урбоекосистеми, за гідрохімічними та мікробіологічними показниками.

*Матеріали та методи дослідження.* Модельними об'єктами досліджень в умовах урболандшафту були озера в одному із районів м. Києва, а саме озера Йорданське та Вербне. Вони характеризуються значною локалізацією промислової, транспортної, житлової та будівельної зон, відсутністю санітарної захисної смуги, рекреаційним навантаженням, різними режимами проточності тощо. Представлено матеріали посезонного мікробіологічного та гідрохімічного моніторингу озер у 2017 р.

Для вивчення загальної чисельності бактерій готували препарати на чорних полікарбонатних мембранних фільтрах Millipor (фірми Isopor) з діаметром пор 0,22 мкм. Досліджування проводили з використанням мікроскопу AxioImager A1 фірми Zeise (на базі Гідроекологічного аналітичного центру). Чисельність бактеріопланктону визначали методом прямого підрахунку, забарвлюючи препарати флуорохромом 4,6-діамідіно-2-феніліндол (DAPI) [5]. Чисельність бактеріопланктону розраховували за загальною прийнятою формулою А. Г. Родіної [1]. Для визначення у бактеріопланктоні мікроорганізмів з різними трофічними потребами проби води висівали на РПА (для підрахунку евтрофних бактерій) та на голодний агар, який містив 25 мг/дм<sup>3</sup> поживного агару Діфко (для підрахунку оліготрофних бактерій) [1]. Серед евтрофних бактерій враховували чисельність мікроорганізмів з активною електронно-транспортною системою (ТТХ<sup>+</sup>) [3]. Визначення розчиненого у воді кисню проводили згідно з загальною прийнятою методикою за Вінклером [2], з поправкою на присутність у воді значної кількості нітритів. Деструкцію органічних речовин у воді планктонним угрупованням (бактеріо-, фіто- та зоопланктоном) визначали методом склянок по споживанню кисню і виражали у мг С/дм<sup>3</sup>·доб [1, 2]. Вміст хімічних речовин біогенного характеру у пробах води, а саме

фонові концентрації азоту нітратного, нітритного та амонійного, а також фосфатів визначали за допомогою наборів тестів Visocolor ECO (Німеччина).

*Результати досліджень та обговорення.* Впродовж періоду спостережень відмічали значне коливання вмісту гідрохімічних показників у воді озер. За результатами гідрохімічних досліджень проведено оцінку та визначено стан води озер Вербне та Йорданське, згідно екологічних нормативів якості поверхневих вод, а також встановлено категорію та клас якості води за ступенем їх чистоти (забрудненості) [4], що наведено у таблиці.

Таблиця.

Сезонна динаміка вмісту біогенних елементів у воді досліджуваних озер за екологічно-санітарними показниками (2017 р.).

Показник	Фонові концентрації речовин та характеристика води за ступенем її чистоти (клас якості, категорія якості)					
	оз. Йорданське			оз. Вербне		
	весна	літо	осінь	весна	літо	осінь
Кисень, мг/дм <sup>3</sup>	х	7,6	5,9	х	11,5	9,0
Температура води, °С	10,0	22,1	12,1	10,3	23,2	12,8
Азот амонійний, мг/дм <sup>3</sup>	0,3	0,6	10,0	0,4	0,3	5,5
	досить чиста (ІІ.3)	помірно забруднена (ІІІ.5)	дуже забруднена (V.7)	слабко забруднена (ІІІ.4)	досить чиста (ІІ.3)	дуже забруднена (V.7)
Азот нітритів, мг/дм <sup>3</sup>	0,25	0,01	0,3	0,05	0,005	0,02
	дуже забруднена (V.7)	досить чиста (ІІ.3)	дуже забруднена (V.7)	помірно забруднена (ІІІ.5)	чиста (ІІ.2)	слабко забруднена (ІІІ.4)
Азот нітратів, мг/дм <sup>3</sup>	9,0	4,5	5,0	4,0	3,5	3,5
	дуже забруднена (V.7)	дуже забруднена (V.7)	дуже забруднена (V.7)	дуже забруднена (V.7)	дуже забруднена (V.7)	дуже забруднена (V.7)
Фосфати, мг/дм <sup>3</sup>	0,1	0,5	0,7	0,1	0,5	0,4
	помірно забруднена (ІІІ.5)	дуже забруднена (V.7)	дуже забруднена (V.7)	помірно забруднена (ІІІ.5)	дуже забруднена (V.7)	дуже забруднена (V.7)

Примітка: «х» – дослідження не проводилось.

Порівняння вмісту досліджених гідрохімічних показників у відповідності до їх ГДК у воді водних об'єктів виявило наступне. У оз. Йорданське спостерігали у весняний період перевищення рівня у 12,5 рази азоту нітритів. Також у цій водоймі у осінній період фіксували перевищення ГДК азоту амонійного у 26,0 рази, азоту нітритів – у 15,0 разів та фосфатів – у 2,8 рази. У літній період характерним для обох водних об'єктів було перевищення ГДК фосфатів у 2,0 рази.

У бактеріопланктоні досліджених озер були присутні мікроорганізми з різними трофічними потребами, а саме евтрофні та оліготрофні бактерії. Навесні у оз. Вербне

чисельність евтрофних бактерій у воді складала 0,7 тис.кл/см<sup>3</sup>, а доля клітин з активною електронно-транспортною системою серед них була 42,9 %. Кількість оліготрофних бактерій у воді озера становила 10,0 тис.кл/см<sup>3</sup>, у оз. Йорданське кількість евтрофних бактерій у воді була подібною до відміченого у оз. Вербне і становила 0,9 тис.кл/см<sup>3</sup>. Частка клітин з активною електронно-транспортною системою складала 88,9 % чисельності евтрофних бактерій, тобто була вищою, порівняно з попередньою водою, що свідчить про інтенсивність процесів життєдіяльності бактерій. У пробі води з оз. Йорданське кількість оліготрофних бактерій була подібною до відміченої у оз. Вербне та становила 7,0 тис.кл/см<sup>3</sup>. За системою комплексної оцінки якості поверхневих вод [4] відносно показнику чисельності мікроорганізмів у воді стан озер Вербне та Йорданське можна віднести до «дуже чисті».

Літом у оз. Вербне чисельність евтрофних бактерій у воді складала 3,8 тис.кл/см<sup>3</sup>, тобто була вищою у 5,4 рази порівняно з весняними показниками. Доля клітин з активною електронно-транспортною системою була низькою (0,1 % чисельності евтрофних бактерій). Кількість оліготрофних бактерій у воді озера становила 5,1 тис.кл/см<sup>3</sup>. У оз. Йорданське кількість евтрофних бактерій у воді була 58,4 тис.кл/см<sup>3</sup>, що на два порядки вище, ніж навесні. Такі показники, можливо, пов'язані з великим рекреаційним навантаженням, що також підтверджується гідрохімічними показниками, температурним режимом та значним розвитком пернатих на водоймі. Частка клітин з активною електронно-транспортною системою була 33,9 % чисельності евтрофних бактерій. Чисельність оліготрофних бактерій у воді становила 1,7 тис.кл/см<sup>3</sup>. За ступенем чистоти [4] стан озер за кількістю евтрофних бактерій можна охарактеризувати як «слабко забруднене» (оз. Вербне) та «брудне» (оз. Йорданське).

Восени у оз. Вербне чисельність евтрофних бактерій у воді складала 2,7 тис.кл/см<sup>3</sup>, а доля клітин з активною електронно-транспортною системою у воді була 22,2 % кількості евтрофних бактерій. Чисельність оліготрофних бактерій у воді досліджуваної водойми становила 0,2 тис.кл/см<sup>3</sup>. Протягом вегетаційного сезону у озері кількість цих бактерій поступово знижувалася (від весни до осені). Зареєстровані значення, можливо, пов'язані з якістю органічних сполук, що накопичилися у товщі води озера за вегетаційний період. У оз. Йорданське чисельність евтрофних бактерій у воді становила 6,1 тис.кл/см<sup>3</sup>, а частка клітин з активною електронно-транспортною системою становила у воді 3,3 % кількості евтрофних бактерій. Чисельність оліготрофних бактерій у пробі води складала 0,2 тис.кл/см<sup>3</sup>. Протягом вегетаційного сезону для кількості цих бактерій реєстрували тенденцію поступового зменшення. За системою комплексної оцінки якості поверхневих вод [4] досліджувані водойми характеризуються як «досить чиста» (оз. Вербне) та «слабко забруднена» (оз. Йорданське).

Деструкція органічної речовини у воді озер за сезон коливалася у широких межах від 0,05 до 0,85 мг С/дм<sup>3</sup> доб. Рівень розпаду органічної речовини у воді характерний для евтрофних водойм [6]. Значні коливання величин деструкції органічної речовини у воді, що спостерігали на досліджуваних станціях, вочевидь, пояснюються варіабельністю розвитку угруповання бактеріо-, фіто- та зоопланктону в умовах урбанавантаження.

*Узагальнення.* За результатами гідрохімічного та мікробіологічного моніторингу для сезонної динаміки було характерним тенденція збільшення показників досліджуваних величин від весни до осені. Інтенсивний розвиток у бактеріопланктоні досліджених озер оліготрофних мікроорганізмів, чисельність яких, як правило, була вище, ніж евтрофних,

достатньо часто спостерігається у різних водних об'єктах. Співвідношення між показниками чисельності евтрофних та оліготрофних бактерій зазвичай визначається якістю органічних сполук, а саме, вмістом у ній значної кількості біохімічно стійких з'єднань, в тому числі фітогенного походження [1, 3]. За показниками кількості евтрофних бактерій та хімічних речовин біогенного характеру за системою комплексної оцінки якості поверхневих вод [4] спостерігали тенденцію погіршення протягом вегетаційного сезону якості води у модельних урбанізованих екосистемах. Очевидно, що антропогенно спричинені зміни хімічного складу води водних об'єктів викликають порушення природного балансу і, як наслідок, стану та складових екосистем озер, у тому числі мікрофлори, що потребує подальших досліджень.

### *Література*

1. Кузнецов С.И. Методы изучения водных микроорганизмов / С.И. Кузнецов, Г.А. Дубинина. – М.: Наука. – 1989. – 288 с.
2. Методика використання вимірювань масової концентрації розчиненого кисню методом йодометричного титрування за Вінклером: МВВ 081/12-0008-01. Офіц. вид. – К.: Мін. екології та природних ресурсів, 2002. – 17 с. – (Нормативний документ Мін. екології та природних ресурсів).
3. Олейник Г.Н. Бактериопланктон Сасыкского водохранилища / Г.Н. Олейник, Т.Н. Кабакова // Гидробиол. журн. – 1995. – Т. 31, № 3. – С. 47–58.
4. Романенко В.Д. Методика встановлення і використання екологічних нормативів якості поверхневих вод суші та естуаріїв України – (Проект). / В.Д. Романенко, В.М. Жукинський, О.П. Оксіюк. – К. – 2001. – 48 с.
5. Methods in microbiology / Ed. By In: J.H. Paul. – USA: Academic Press, 2001. – V. 30. – 657 p.
6. Starosila Ye.V. Destruction of organic matter in pond water contaminated by mineral nitrogen / Ye.V. Starosila // Hydrobiological Journal. – 2008. – Vol. 44, N 3. – P. 57–65.

## СУЧАСНИЙ СТАН І ПРОБЛЕМИ ПИТНОГО ВОДОПОСТАЧАННЯ В УКРАЇНІ ТА ШЛЯХИ ЇХ ВИРІШЕННЯ

*Башинська І.Л.*

*Аспірант, Житомирський державний агроекологічний  
університет, бульвар Старий 7, м. Житомир, 10008, Україна*

Забезпечення населення України якісною питною водою є складною соціальною, економічною, гігієнічною, екологічною та господарською проблемою.

За чисельністю населення (понад 45 млн. жителів), значним промисловим потенціалом (25% промислових об'єктів від загальної кількості у колишньому СРСР) і розвинутим сільськогосподарським виробництвом Україна залишається однією з найпотужніших країн на теренах СНД.

Для забезпечення повноцінного рівня життя та здоров'я населення, безперебійного функціонування промислових і сільськогосподарських об'єктів кожна країна повинна мати достатню кількість природних водних ресурсів, насамперед прісних вод, які слугують основним джерелом питного водопостачання населення. Теоретично водні ресурси невичерпні, оскільки вони відновлюються в процесі кругообігу. Однак споживання води зростає такими темпами, що перед людством дедалі частіше виникає проблема чистої води.

За даними ВООЗ, країна вважається достатньо забезпеченою водними ресурсами, якщо на одну людину припадає не менше 1,5 тис.м<sup>3</sup> води на рік. На жаль, за цим критерієм Україна поступається багатьом європейським країнам, зокрема, Великобританії, Італії, Франції, колишній Югославії, Швейцарії, Австрії, де норматив забезпечення населення природною водою у 2-3 рази і більше перевищує норматив, що склався у нашій країні і який становить 1,0 тис.м<sup>3</sup> на рік на одного жителя [7].

Норвегія - 96,9 тис.м<sup>3</sup> в рік на 1 людину

Швеція – 24,1 тис.м<sup>3</sup> в рік на 1 людину

Європа – 8,6 тис.м<sup>3</sup> в рік на 1 людину

Австрія – 7,7 тис.м<sup>3</sup> в рік на 1 людину

Швейцарія – 7,3 тис.м<sup>3</sup> в рік на 1 людину

Франція – 4,6 тис.м<sup>3</sup> в рік на 1 людину

Україна – 1,0 тис.м<sup>3</sup> в рік на 1 людину

Погіршення якості і вичерпання ресурсів, особливо життєзабезпечуючих, таких як вода, не лише негативно відбиваються на стані здоров'я людей, а й є причиною загострення міждержавних відносин, регіональних проблем і навіть конфліктів та війн. Колишній Генеральний секретар ООН Кофі Анан в одній із своїх доповідей відмітив, що вода – це безцінний скарб. Без неї ми не спроможні прожити. Її нічим не замінити. До того ж водні ресурси вкрай вразливі: діяльність людини згубно позначається на кількості та якості прісної води. На Конференції ООН зі сталого розвитку, яка відбулася 20-22 червня 2012 року в Ріо-де-Жанейро (РІО+20), проблеми якості води займали важливе місце в обговоренні і розглядалися під кутом зору шляхів, що стосуються якості води, забезпеченості енергією та продуктами харчування. Окреслюючи важливість проблеми якості води у ХХІ столітті на РІО+20 акцент було зроблено на глобальних процесах, що спричинили погіршення якості



водних ресурсів, що стає лімітуючим чинником безпеки питного і господарського водопостачання [9].

Як згадувалося вище, Україна є однією з найменш забезпечених водними ресурсами в Європі. При цьому, практично всі поверхневі водні джерела України мають високий ступінь забрудненості (3 та 4 клас якості відповідно до ДСТУ 4808:2007 «Джерела централізованого питного водопостачання. Гігієнічні і екологічні вимоги щодо якості води та правил вибирання»). Головна водна артерія країни - річка Дніпро - не є виключенням.

Сьогодні Дніпро став універсальним розчинником промислових та побутових стоків, дніпровська вода втратила здатність до самоочищення. Десятиліття надмірного антропогенного навантаження, посилені наслідками Чорнобильської катастрофи, порушили природню рівновагу та спричинили за собою кризовий стан багатьох територій в басейні річки Дніпро. Зберігається тенденція погіршення якості води в річці, як наслідок помилкового шляху промислового, господарського та економічного розвитку, яким продовжує йти Україна.

Проблема з рікою виникла не за один день. Рішення уряду Радянського Союзу побудувати греблі на Дніпрі, було великою помилкою. Вочевидь, що отриманий економічний ефект не компенсує негативних наслідків, які виникли внаслідок цього рішення для всього великого регіону басейна Дніпра. Після створення каскаду водосховищ, Дніпро стало повільно, але конкретно перетворюватися спочатку в озеро, а потім і в болото, і якщо нічого не робити, це може призвести до глобальної екологічної катастрофи. На думку багатьох вчених, для того, щоб виправити цю помилку необхідно ліквідувати всі греблі і тільки при цих умовах екосистема Дніпра зможе повернутися до природнього русла [6].

У колишньому СРСР державна політика передбачала забезпечення водопровідною питною водою якомога більшої кількості населених пунктів. На сьогодні в Україні усі великі міста - обласні центри мають централізовані системи водопостачання. Також цим видом водопостачання охоплено значний відсоток середніх, малих міст і селищ міського типу, меншою мірою-сільських населених пунктів, у яких переважає нецентралізоване питне водопостачання (табл.1) [7].

Таблиця 1

Забезпеченість населення України  
централізованим питним водопостачанням

Тип населеного пункту	Кількість	Водопостачання	
		кількість	%
Міста	458	458	100
Селища міського типу	886	768	86,7
Сільські населені пункти	28540	6305	22,1

Найбільші об'єми питної води споживаються населенням, яке забезпечене централізованим водопостачанням. Централізоване (водопровідне) питне водопостачання - це сукупність заходів із забезпечення населених пунктів доброякісною питною водою в достатній кількості, яка передбачає механізований забір води із джерел, її очищення, знезаражування та за потреби спеціальне оброблення та доставку користувачам мережею водопровідних труб. Цей вид питного водопостачання населення є і залишається основним в Україні [4,7].

Централізованим водопостачанням охоплено понад 75% населення України. За цим показником ми займаємо 36-е місце серед країн Європи. Із 46 млн. громадян України централізованим водопостачанням користується близько 30 - 35 млн, водою з криниць - 10 млн. і понад 800 тис. осіб у 13 областях України змушені споживати виключно привозну воду.

Проблема забезпечення населення якісною питною водою в Україні була й залишається надзвичайно гострою. Якість питної води, яку отримує населення у централізованих системах, залежить від багатьох складових. Перш за все від наявності водних ресурсів у регіонах, їх санітарного стану, ефективності водоохоронних заходів, технічного рівня та відповідності систем очистки та розподілу води, рівня лабораторного контролю за якістю води та іншими поставленими до них вимог [8].

Аналіз стану питного водопостачання населення більшості міст України показав, що якість питної води й рівень її споживання залишаються незадовільним, а в багатьох населених пунктах ця проблема набула кризового характеру.

До числа основних недоліків організації забезпечення населення питною водою варто віднести:

- недосконалість законодавчої бази і недостатньо ефективний контроль над виконанням нормативних і правових основ діяльності в сфері питного водопостачання;
- незадовільний санітарний і екологічний стан поверхневих джерел господарсько-питного водопостачання, недостатнє використання більш захищених від забруднення підземних джерел води;
- застосування недосконалих технологій на водопровідних очисних спорудах, побудованих відповідно до чинних нормативів. Однак вони вже не в змозі перешкоджати потраплянню в питну воду речовин, дія яких на організм людини стає реальною загрозою її здоров'ю;
- погіршений стан водогінних мереж і споруд, а також порушення режимів їх експлуатації;
- слабка матеріально-технічна база лабораторного контролю якості питної води на всіх етапах її надходження до споживачів;
- незадовільне інформаційне забезпечення населення про якісні параметри води, що подається, і рекомендованих методів і засобів її доочищення [5].

Основним джерелом питного водопостачання в Україні слугують прісні поверхневі води. Лише з басейну Дніпра питною водою забезпечуються понад 35 млн. населення. Від ступеня забруднення води у поверхневих джерелах залежить вибір більш простої або, навпаки, ускладненої технологічної схеми водопідготовки, яка повинна забезпечити надійне та ефективне її очищення та знезараження відповідно до вимог для питної води. На сьогодні забруднення джерел питного водопостачання досягло такого рівня, що традиційні водопровідні очисні споруди вже не можуть перешкоджати надходженню у питну воду значної кількості неорганічних та органічних забруднювачів, спільна дія яких на організм, особливо в умовах радіаційного навантаження, викликає реальну загрозу нації. Проблема суттєво загострюється тим, що існуючі технології передбачають широке застосування хлору, зокрема, для знешкодження продуктів розпаду фітопланктону, внаслідок чого у питній воді утворюється велика кількість токсичних хлорорганічних сполук, які характеризуються мутагенною та канцерогенною дією. Виходячи з цього, санітарна охорона вододжерел від забруднення, насамперед стічними водами, має надзвичайно велике значення [7].

З метою поліпшення ситуації щодо забезпечення населення України питною водою та покращення її якості необхідно:

- створити умови для стимулювання впровадження маловодних та водозберігаючих технологій на підприємствах комунального водопостачання і виробництвах питної води;
- посилити управлінську підтримку зусиль підприємців щодо створення вітчизняного водоочисного обладнання, прискорення процесу оновлення, удосконалення, заміни обладнання комунальних господарств;
- удосконалити систему контролю за скидами забруднених вод та переглянути санкції за порушення вимог санітарного законодавства з метою покращення стану джерел питного водопостачання;
- впровадити нормативні вимоги до скидів зворотних вод, першочергово для джерел питного водопостачання;
- забезпечити підвищення контролю за використанням гербіцидів суб'єктами підприємницької діяльності у сільському господарстві, з метою зниження кількості нітратів у питній воді сіл та селищ міського типу [1].

Проблема забезпечення населення водою, а особливо чистою питною водою була, є і буде актуальною завжди, оскільки людство не замислюється над тим фактом, що в процесі багаторічної людської діяльності, яка пов'язана із забруднення природних водойм неочищеними промисловими, побутовими та сільськогосподарськими стічними водами ми назавжди втрачаємо можливість використовувати природні джерела води в якості джерел питного водопостачання, оскільки проходять якісні зміни складу природних вод, і як результат і питних вод. Природні та питні води не відповідають екологічним та санітарно-гігієнічним вимогам відповідно. Існуючі недосконалі технології очищення будь-яких стічних вод призводять до негативних ситуацій - бактеріологічного та хімічного забруднення водних джерел, впливу бактерій, патогенних мікроорганізмів, хімічних та токсичних домішок на водну екосистему в цілому і як результат на якість питної води і здоров'я людей, які цю воду використовують для власних потреб. Ця проблема загострюється та посилюється з кожним роком і наближається до того моменту, коли людство може повністю втратити екологічно незагрозливі для життя та здоров'я природні джерела води.

Постійно зростаюче забруднення води поверхневих водойм, підсилене неефективною роботою водопровідних очисних споруд (невідповідність технологічних схем водоочистки, порушення технологічних режимів, незадовільний стан розподільчої мережі, відсутність кваліфікованих експлуатаційних служб), створює серйозну проблему в отриманні якісної питної води [1]. Вже сьогодні переважна більшість населення, особливо міст, споживає питну воду не в первісному її стані, а виключно як продукт складних технологічних перетворень. Традиційні технології водо підготовки на річкових водопроводах в умовах зростаючого антропогенного забруднення поверхневих вод вже не в змозі забезпечити нормативну якість питної води, оскільки технології залишаються застарілими, вони удосконалюються не в цілому, а лише частково, здебільшого шляхом упровадження ефективніших технологічних засобів (коагулянтів, флокулянтів, матеріалів завантажень фільтрів, знезаражувальних засобів тощо). Вкрай незадовільним залишається технічний стан розподільних мереж, що робить можливим вторинне забруднення в них питної води [5].

Не краща ситуація з питною водою складається і в сільській місцевості, де для питного водопостачання населення використовує підземні ґрунтові води (колодязі, свердловини тощо). Підземні води більш захищені від зовнішніх факторів і тому зазвичай характеризуються стабільним хімічним складом. Натомість, в окремих регіонах за рахунок

природних чинників або антропогенного впливу ці води мають некондиційний склад переважно за такими показниками, як жорсткість, загальна мінералізація, сульфати, сполуки заліза, марганцю, хлориди, рідше сполукам фтору та групи азоту [7]. Трапляються випадки, коли підземні води крім хімічних та токсичних сполук забруднення мають і мікробне забруднення. Нестабільна якість ґрунтових та підземних вод, недостатня їх захищеність від забруднення створює небезпечну потенційну загрозу здоров'ю населення, обумовлену токсикогенним впливом [2].

В умовах негарантованої якості питної води, що виробляється на річкових та артезіанських водопроводах, у край незадовільного технічного стану розподільчих мереж найбільш раціональним шляхом поліпшення якості питної води може стати її доочищення безпосередньо в місцях споживання. З цією метою в багатьох країнах світу використовують індивідуальні та колективні водоочисні пристрої, останніми роками вони набувають поширення і в нашій країні. Напрямок доочищення питної води для нашої країни є відносно новим, але без сумніву перспективним, і тому потребує подальшого розвитку та практичної реалізації.

Те саме можна сказати і про такі види нецентралізованого альтернативного водопостачання як фасована питна вода, пункти розливу доочищеної питної води, бюветні комплекси артезіанської води тощо. В Україні мають бути створені умови для поширення цих видів водопостачання не лише в містах, а й у сільській місцевості, виходячи з даних про високу якість фасованої, доочищеної і бюветної води [7].

#### Література

- 1 Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища України у 2014 році/ Міністерство екології та природних ресурсів України.- Київ, 2016. - 350с.
- 2 Корінько, І.В. Контроль якості води: монографія / І.В.Корінько, В.Я.Кобилянський, Ю.О.Панасенко. - Харків: ХНАМГ, 2013. - 288с.
- 3 Прокопов, В.О. Питна вода України: медико-екологічні та санітарно-гігієнічні аспекти: монографія. - Київ: ВСВ «Медицина», 2016. - 400с
- 4 Яцик, А.В. Водне господарство України/А.В.Яцик, В.М.Хорєв – К.: Генеза, 2000. - 456с.
- 5 Гончарук, В.В. Хімія води і проблеми водопостачання // Наука і технологія. - 2009.- № 4.- С. 18-24.
- 6 Маляренко, В. Днепровский форум. Поиск путей решения проблем бассейна Днепра //Вода и водоочистные технологии. - 2012.- №4.- С.18-22.
- 7 Прокопов, В.О. Гігієнічні проблеми якості питної води, що видобувається із підземних джерел / В.О.Прокопов, С.І.Загайський , О.В.Зоріна //Гігієна населених місць. - К., Полімед. 2007. - Вип.49.- С. 45-50.
- 8 Шевчук, Ю.Ф. Сучасний стан і проблеми питного водопостачання населення України // Науковий вісник Чернівецького університету.Вип.655. – С.90-92. Електронний ресурс режим доступу: [https://collectedpapers.com.ua/wp-content/uploads/2013/10/020\\_655\\_Shevchuk.pdf](https://collectedpapers.com.ua/wp-content/uploads/2013/10/020_655_Shevchuk.pdf)
- 9 "Аналіз актуальних чинників погіршення якості питного водопостачання в контексті національної безпеки України". Аналітична записка Електронний ресурс режим доступу: <http://www.niss.gov.ua/articles/1037> Національний інститут стратегічних досліджень.

## ЗМІСТ

*О. П. Житова, Т. В. Пінкіна*

ОЦІНКА ЧИСЕЛЬНОСТІ ТА БІОМАСИ ПОПУЛЯЦІЇ VIVIPARUS  
VIVIPARUS L. (MOLLUSCA, GASTROPODA) P.  
КАМ'ЯНКА.....3

*Є.М. Данкевич, С.І. Матковська, В.О. Саух*

БАСЕЙНИ ЯК СКЛАДОВА ЧАСТИНА АКВАДИЗАЙНУ.....7

*Т. В. Пінкіна*

ЕТОЛОГІЧНІ РЕАКЦІЇ МОЛЮСКІВ ЗА ВПЛИВУ ІОНІВ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ  
ВОДНОГО  
СЕРЕДОВИЩА.....9

*А.М. Гарлінська*

«УТРИМАННЯ І РОЗВЕДЕННЯ *PHYSELLA ACUTA* (MOLLUSCA: GASTROPODA:  
PULMONATA: PHYSINAE)».....13

*Я.М. Козуляк*

ВПЛИВ АНТРОПОГЕННИХ ЧИННИКІВ НА ФОРМУВАННЯ ІХТІОКОМПЛЕКСУ  
ДНІСТРОВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА, ЙОГО СУЧАСНИЙ СТАН ТА ЗАХОДИ  
ЗБЕРЕЖЕННЯ.....15

*Ю.О. Коваленко*

ВПЛИВ ФЕНОЛУ НА АКТИВНІСТЬ ФЕРМЕНТІВ ЕНЕРГЕТИЧНОГО ТА  
АЗОТНОГО ОБМІНУ В М'ЯЗАХ МОЛОДІ ЧЕБАЧКА  
ЗВИЧАЙНОГО.....19

*О. М. Василенко*

ВПЛИВ ІОНІВ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ НА ВЕЛИЧИНУ СЕРЕДНЬОДОБОВОГО  
РАЦІОНУ *LUMNAEA STAGNALIS* (MOLLUSCA: PULMONATA).....22

*В.І. Дорохов, Н.М. Кураченко*

ПРОБЛЕМИ ВИКОРИСТАННЯ ВОДНИХ РЕСУРСІВ ПІДПРИЄМСТВАМИ  
ПЕРЕРОБНОЇ ПРОМИСЛОВОСТІ АПК.....26

*Ю.М. Воліков*

СТРУКТУРНІ ПОКАЗНИКИ УГРУПОВАНЬ МАКРОФАУНИ БЕЗХРЕБЕТНИХ В  
УМОВАХ РІЗНОГО АНТРОПОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ.....29

*Н.О. Горбунова, М.С. Бушма*

ВИКОРИСТАННЯ ВОДИ В ХІМІЧНІЙ ТЕХНОЛОГІЇ.....33

<i>А. А Вірковський, Н.В. Пилипчук, Б.В. Борисюк</i> ЕКОЛОГІЧНІ РИЗИКИ ТА УПРАВЛІННЯ ВОДНИМИ РЕСУРСАМИ БАСЕЙНУ ДНІПРА ЖИТОМИРСЬКОЇ ОБЛАСТІ.....	37
<i>С.І. Матковська, О.В. Доукін</i> ОСОБЛИВОСТІ ПІДБОРУ РОСЛИННОСТІ ДЛЯ ШТУЧНОЇ ВОДОЙМИ.....	41
<i>И.А. Халиман</i> ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ ИЗМЕНЕНИЙ В ФАУНЕ МОЛЛЮСКОВ СЕВЕРНОЙ ЧАСТИ АЗОВСКОГО МОРЯ.....	44
<i>Ю.М. Красюк, М.В. Мірошніченко</i> АДАПТИВНІ МОЖЛИВОСТІ ОРГАНІЗМУ МОЛЮСКІВ РОДИНИ <i>UNIONIDAE</i> ПРИ ПІДВИЩЕННІ ТЕМПЕРАТУРИ ВОДНОГО СЕРЕДОВИЩА.....	47
<i>Н.М. Кураченко, В.І. Дорохов</i> ВИКОРИСТАННЯ ІОНІВ У ПРОЦЕСАХ ВОДОПІДГОТОВКИ І ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД.....	49
<i>Т.О. Мусій, Н.І. Кірпенко, О.М. Усенко, З.Н. Горбунова</i> ВМІСТ БІЛКІВ У КЛІТИНАХ ЗЕЛЕНИХ МІКРОВОДОРОСТЕЙ ЗАЛЕЖНО ВІД УМОВ ОСВІТЛЕННЯ КУЛЬТУР.....	52
<i>Д.П. Ларіонова, О.А. Давидов</i> МІКРОФІТОБЕНТОС ЛОТИЧНОЇ СИСТЕМИ МЕГАПОЛІСУ НА ДІЛЯНКАХ З РІЗНИМ СТУПЕНЕМ АНТРОПОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ.....	55
<i>І. К. Нестерчук</i> ВПЛИВ АНТРОПОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ НА ТУРИСТИЧНИЙ ПОТЕНЦІАЛ (ЗОКРЕМА АКВАЛЬНІ ТЕРИТОРІЇ) РЕГІОНУ.....	58
<i>О.В. Пашкова</i> ПОРІВНЯЛЬНА ХАРАКТЕРИСТИКА ЗООПЛАНКТОНУ ВОДОСХОВИЩ НА МАЛИХ РІЧКАХ РІЗНИХ ГІДРОХІМІЧНИХ РАЙОНІВ БАСЕЙНУ ДНІПРА.....	60
<i>Н. Є. Рогаль, Борисюк Б.В.</i> ДИНАМІКА МІКРОБІОЛОГІЧНИХ ПОКАЗНИКІВ ЯКОСТІ ПИТНОЇ ВОДИ НА БЕРДИЧІВВОДОКАНАЛ.....	64
<i>Романчук Л.Д., Федонюк Т.П., Пазич В. М.</i> МЕТОДОЛОГІЯ ВІДТЕРМІНОВАНОГО БІОМОНІТОРИНГУ СТАНУ ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ ПОЛІССЯ УКРАЇНИ».....	67

<i>Т.С. Рыбка</i> ЭПИБИОНТЫ И ПАРАЗИТЫ ПРЕСНОВОДНОГО ЗООПЛАНКТОНА В РАЗНОТИПНЫХ ВОДНЫХ ОБЪЕКТАХ.....	71
<i>Т. В. Салій., А. О. Циба, С. В. Межжерін</i> ОСОБЛИВОСТІ ЗАРАЖЕННЯ ТРИПАНОСОМАМИ ЩИПАВОК (CYPRINIFORMES, COBITIDAE, COBITIS) З РІЗНОЮ ПЛОЇДНІСТЮ.....	75
<i>М.С. Погорєлова</i> СТРУКТУРА ЗАРОСТЕЙ МАКРОФІТІВ НА РІЗНИХ ГЛИБИНАХ ВОДОТОКІВ ДЕЛЬТОВОЇ ДІЛЯНКИ РІЧКИ (НА ПРИКЛАДІ КІЛІЙСЬКОЇ ДЕЛЬТИ ДУНАЮ).....	78
<i>Ковалевська І. М., Тарасова В. В.</i> СИСТЕМНИЙ ПІДХІД ДО КОМПЛЕКСНОЇ ОЦІНКИ ЯКОСТІ ПРИРОДНИХ ВОД.....	81
<i>К.О. Домбровський, О.Ф. Рильський, Ю.Ю. Петруша</i> ПЕРИФІТОН ОЧИСНИХ СПОРУД ЗАВОДУ АТ «МОТОР СІЧ» ПРИ БІОЛОГІЧНОМУ ОЧИЩЕННІ ПРОМИСЛОВИХ СІЧНИХ ВОД.....	86
<i>Федонюк Т.П., Федонюк Р.Г., Петрук А.А.</i> АНАЛІЗ ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ТЕТЕРІВСЬКОГО ЕКОЛОГІЧНОГО КОРИДОРУ У ДІЛЯНКАХ ІНТЕНСИВНОГО АНТРОПОГЕННОГО ТИСКУ.....	89
<i>Ю.С. Шелюк</i> БІОІНДИКАЦІЙНИЙ АНАЛІЗ ВИДОВОГО СКЛАДУ ФІТОПЛАНКТОНУ РІЧКИ ПЕРГА (БАСЕЙН ПРИП'ЯТІ).....	94
<i>Климчик О. М.</i> ПРОБЛЕМИ ЕКОЛОГІЧНОГО ЗБЕРЕЖЕННЯ ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ.....	97
<i>Калініченко І., Фещенко В.П.</i> ТЕХНОЛОГІЯ ЗАВОДСЬКОГО ВІДТВОРЕННЯ БІЛОГО АМУРА ТА ЕФЕКТИВНІСТЬ ЗАХОДІВ ПРОФІЛАКТИКИ САПРОЛЕГНІОЗУ ІКРИ ПРИ ЇЇ ІНКУБАЦІЇ У РИБОГОСПОДАРСЬКОМУ ПІДПРИЄМСТВІ.....	99
<i>Валерко Р.А.</i> ОЦІНКА ВПЛИВУ ДІЯЛЬНОСТІ ТОВ «ЧЕРВОНЕ-ПРОДСЕРІВС» НА СТАН ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ.....	103
<i>Кравчук Т. В.</i> ЕКОЛОГО – САНІТАРНА ЯКІСТЬ ВОДИ З ДЖЕРЕЛ НЕЦЕНТРАЛІЗОВАНОГО ВОДОПОСТАЧАННЯ, РОЗТАШОВАНИХ НА ТЕРИТОРІЇ ПУЛИНСЬКОГО РАЙОНУ.....	107

<i>Білик Д.О., Кравчук Т.В., Пінчук О.В., Федючка М. І.</i> ЦВІТІННЯ ВОДИ ТА ПРОБЛЕМА ЗАРОСТАННЯ РІЧОК ЛУГІНСЬКОГО РАЙОНУ.....	117
<i>Білик Д.О., Вініченко Л.О., Возинський І. В., Федючка М. І.</i> ПІДВИЩЕННЯ ЯКОСТІ ВОДИ МЕТОДОМ ЗНЕЗАЛІЗНЕННЯ І ЗНЕЗАРАЖУВАННЯ.....	119
<i>Кухта М.В., Світельський М.М., Поліщук Н.М.</i> ОСОБЛИВОСТІ ЖИВЛЕННЯ МОЛЮСКІВ <i>Lymnaea stagnalis</i> L У ТОКСИЧНОМУ СЕРЕДОВИЩІ.....	122
<i>Кундіков П. В., Гуменюк Є.С., Іщук О. В.</i> ТЕХНОЛОГІЯ ВИРОЩУВАННЯ КОРОПА В ПОЛІКУЛЬТУРІ З РОСЛИНОЇДНИМИ РИБАМИ.....	126
<i>Климчик О. М., Городнюк Т.</i> РАЦІОНАЛЬНЕ ВИКОРИСТАННЯ ВОДНИХ РЕСУРСІВ.....	128
<i>Климчик О. М., Хом'як В.</i> ВИКОРИСТАННЯ ТА ОХОРОНА МАЛИХ РІЧОК .....	131
<i>Климчик О.М., Шевчук Д.</i> РОЛЬ СИНЬО-ЗЕЛЕНИХ ВОДОРОСТЕЙ ( <i>CYANOPHYCEAE</i> ) У ДОВКІЛЛІ.....	135
<i>Т.І. Ковтун, Іваненко О. А.</i> МОНІТОРИНГ ЯКОСТІ ПИТНОЇ ВОДИ ЧЕРЕЗ ВИЗНАЧЕННЯ ПОКАЗНИКІВ рН СЕРЕДОВИЩА ТА ЕЛЕКТРОПРІВІДНОСТІ ЗАСОБАМИ MULTILAB NOVA LINK.....	139
<i>Н.М. Корнійчук, Г.Є. Киричук</i> ЕВГЛЕНОФІТОВІ ВОДОРОСТІ ПЕРИФІТОНУ РІЧКИ СТВИГА.....	141
<i>І. П. Прокопенко, А. С. Мельниченко</i> ПРАВОВА ХАРАКТЕРИСТИКА ВОДНОГО ЗАКОНОДАВСТВА В УКРАЇНІ.....	146
<i>Зав'язун Н.Т., Борисюк Б.В.</i> ДОСЛІДЖЕННЯ ТЕХНОЛОГІЧНОЇ ЯКОСТІ ОЧИСТКИ СТИЧНИХ ВОД НА КП ЖОЛСЦРЗ ДИТЯЧОГО ТА ДОРОСЛОГО НАСЕЛЕННЯ «ДЕНИШІ».....	148
<i>Башинська І.Л.</i> СУЧАСНИЙ СТАН І ПРОБЛЕМИ ПИТНОГО ВОДОПОСТАЧАННЯ В УКРАЇНІ ТА ШЛЯХИ ЇХ ВИРІШЕННЯ.....	160



Наукове видання

# **ВОДНІ ЕКОСИСТЕМИ ТА ЗБЕРЕЖЕННЯ ЇХ БІОРІЗНОМАНІТТЯ**

**ЗБІРНИК НАУКОВИХ ПРАЦЬ**

Підписано до друку 26.03.2018 р.  
Формат 60x84/16 Папір офсетний №1.  
Гарнітура Adonis С.  
Ум. друк. арк. 25,81  
Наклад 100 Зам. 3147

**ЖНАЕУ**  
10008, Україна, м. Житомир, Бульвар Старий, 7