

Національна академія наук України  
Інститут гідробіології  
Гідроекологічне товариство України  
Рада молодих вчених Інституту гідробіології

**СУЧАСНА ГІДРОЕКОЛОГІЯ:  
МІСЦЕ НАУКОВИХ ДОСЛІДЖЕНЬ У ВИРІШЕННІ  
АКТУАЛЬНИХ ПРОБЛЕМ**

Збірник матеріалів  
V науково-практичної конференції для молодих вчених

14–15 листопада 2018 р.

Київ  
2018

УДК 574.5:556.5(063)

**Сучасна гідроекологія: місце наукових досліджень у вирішенні актуальних проблем:** збірник матеріалів V науково-практичної конференції для молодих вчених. – Київ, 2018. – 60 с.

**ISBN 978-966-02-8660-3**

В збірнику представлено матеріали молодіжної конференції, де обговорювалися проблеми досліджень за наступними тематичними напрямками: гідробіологія, іхтіологія, біологічне різноманіття, стійкість та функціонування водних екосистем, паразитологія, екологічна гідрологія, гідрохімія, біотехнологія, охорона навколишнього природного середовища.

Для спеціалістів в галузі гідробіології, екології, гідрології, гідрохімії, аспірантів і студентів біологічних та географічних спеціальностей.



*Видання здійснено за сприяння Гідроекологічного товариства України*

### **ОРГАНІЗАЦІЙНИЙ КОМІТЕТ:**

**С п і в г о л о в и :**

– Юришинець Володимир Іванович – заступник директора з наукової роботи, д.б.н.

– Ганжа Христина Дмитрівна – голова Ради молодих вчених, к.б.н.

**Ч л е н и о р г к о м і т е т у :**

– Майстрова Надія Володимирівна – вчений секретар Інституту, к.б.н.

– Абрам'юк Ігор Ігорович, к.б.н.

– Батог Світлана Володимирівна, к.геогр.н.

– Білоус Олена Петрівна, к.б.н.

– Іванова Наталія Олександрівна

– Кравцова Ольга Володимирівна

– Коваленко Юлія Олександрівна

– Марценюк Вадим Миколайович

– Незбрицька Інна Миколаївна, к.б.н.

– Пархоменко Олександр Олексійович

– Подругіна Анна Борисівна

– Пришляк Сергій Петрович

**С е к р е т а р і :**

– Єрмоменко Дар'я Андріївна

– Шлапак Ольга Олегівна

© Інститут гідробіології НАН України, 2018

## З М І С Т

<b>ГІДРОЕКОЛОГІЧНЕ ТОВАРИСТВО УКРАЇНИ</b>	<b>5</b>
<b>Батог С. В.</b> Вплив внутрішнього водообміну на самоочисні процеси у водоймах різного типу м. Києва	<b>6</b>
<b>Білоус О. П., Незбрицька І. М.</b> Перспективи використання культур мікро-водоростей колекції HPDP як джерела отримання біологічно активних речовин	<b>8</b>
<b>Воронкова Ю. С., Маренков О. М., Москвичова І. В., Ковальчук Ю. П.</b> Оцінка процесів окисного стресу в печінці карася сріблястого <i>Carassius gibelio</i> (Bloch, 1782) та сонячного окуня <i>Lepomis gibbosus</i> (Linnaeus, 1758)	<b>9</b>
<b>Ганжа Х. Д.</b> Оцінка порушення симетрії двостулкових моллюсків <i>Dreissena sp.</i> в умовах радіонуклідного забруднення	<b>11</b>
<b>Єрмоменко Д. А.</b> Порівняльна характеристика симбіоценозів коропа звичайного <i>Suprinus carpio</i> (L.) та карася сріблястого <i>Carassius gibelio</i> (Bloch) при спільному мешканні з далекосхідними рослинніми інтродуцентами	<b>14</b>
<b>Жежеря В. А.</b> Лабільна фракція металів у поверхневих водах як показник їхньої потенційної токсичності або біодоступності	<b>15</b>
<b>Задорожна Г. М.</b> Розвиток фітопланктону Канівського водосховища під час весняної повені 2018 р.	<b>17</b>
<b>Іванова Н. О.</b> Характеристика седиментаційного режиму водосховища Сасик	<b>19</b>
<b>Коваленко Ю. О., Шлапак О. О.</b> Особливості фізіолого-біохімічних характеристик коропових видів риб в умовах водойм урбанізованих територій та різного складу паразитоценозів	<b>21</b>
<b>Коржов Є. І., Леонтєва Т. О.</b> Зовнішній водообмін як один з факторів формування кількісних показників фітопланктону заплавних водойм пониззя Дніпра	<b>23</b>
<b>Кофонов К.</b> Зміни біохімічного складу тканин карася сріблястого ( <i>Carassius auratus gibelio</i> B.) за дії підвищеної концентрації амонійного азоту у воді	<b>25</b>
<b>Кравцова О. В.</b> Флористична структура фітопланктону водойм різнотипних міських агломерацій	<b>27</b>
<b>Кудрявцева Д. О., Лапань О. В.</b> Вплив біогенних елементів на розвиток наземних рослин у гідрофітній споруді	<b>29</b>
<b>Лапань О. В., Кудрявцева Д. О.</b> Досвід використання гідрофітних споруд в Україні	<b>31</b>
<b>Маренков О. М., Березовська Н. О., Нестеренко О. С.</b> Прижиттєвий спосіб відбору гемолімфи десятиногих раків ( <i>Decapoda</i> )	<b>33</b>
<b>Маренков О. М., Сандул А. М.</b> Біологічна характеристика тюльки <i>Clupeonella cultriventris</i> (Nordmann, 1840) Запорізького водосховища	<b>34</b>
<b>Марценюк В. М., Марценюк В. О.</b> Енергетичний статус тканин окуня річкового <i>Perca fluviatilis</i> L. за дії підвищеної мінералізації води	<b>36</b>
<b>Медовник Д. В.</b> Видовий склад іхтіофауни антропогенно трансформованої малої річки Почайна (м. Київ)	<b>38</b>
<b>Набокін М. В.</b> Стан мезозoopланктону Одеської затоки Чорного моря у 2017–2018 рр.	<b>40</b>
<b>Пархоменко О. О.</b> Рівні радіонуклідного забруднення <sup>137</sup> Cs карася сріблястого в водоймах Іванківського району Київської області	<b>42</b>
<b>Петровський О. О.</b> Зообентос іхтіологічного заказника Балка Велика Осокорівка	<b>43</b>
<b>Подругіна А. Б., Гончарова М. Т.</b> Стійкість природної та лабораторної популяції гамарид <i>Chaetogammarus ischnus</i> (Stebbing) та <i>Pontogammarus robustoides</i> (Sars) до дії амонійного азоту	<b>44</b>
<b>Пришляк С. П.</b> Роль гелофітів у міграції <sup>137</sup> Cs в евтрофних водоймах	<b>46</b>
<b>Садченко Н. М., Майко Г. С., Іванова Т. Д.</b> Роль ліпідів в адаптації коропа до забруднення фосфатами водного середовища	<b>48</b>

<b>Симонова Н. А.</b> Вміст малонового діальдегіду в тканинах коропа за дії фосфатів різної концентрації залежно від сезону	<b>49</b>
<b>Скоблей М. П.</b> Особливості накопичення важких металів у складі завислих речовин і донних відкладів (на прикладі річок басейну Тиси)	<b>50</b>
<b>Снігірєва А. О., Портянко В. В.</b> Деякі дані до вивчення впливу пластикових матеріалів на донні морські угруповання Чорного моря	<b>52</b>
<b>Циганенко І. Б.</b> Особливості функціонування репродуктивної системи карася сріблястого <i>Carassius gibelio</i> (Bloch, 1782) в умовах Запорізького водосховища	<b>54</b>
<b>Черняк М. О., Колесник І. О.</b> Розповсюдженість збудників мікозів риб у природних водоймах	<b>55</b>
<b>Ячна М. Г.</b> Сезонна залежність вмісту загальних ліпідів в організмі коропа за дії фосфатів різної концентрації	<b>56</b>
<b>Алфавітний показчик</b>	<b>58</b>

## ГІДРОЕКОЛОГІЧНЕ ТОВАРИСТВО УКРАЇНИ

Гідроекологічне товариство України, створене 19 березня 1992 р. у м. Києві, є добровільною всеукраїнською громадською організацією, яка бере участь у теоретичній, практичній та пропагандистській роботі в галузі гідроекології, гідробіології та суміжних дисциплін, спрямованих на розвиток передової науки, раціональне використання водних і біологічних, зокрема рибних, ресурсів внутрішніх водойм і морів України, їх збереження, відтворення й охорону.

Його основною метою, згідно із Статутом, є об'єднання громадян для задоволення та захисту своїх законних соціальних, наукових, екологічних, економічних, вікових, національно-культурних та інших спільних інтересів.

Завдання Гідроекологічного товариства України передбачають:

- всебічне сприяння розвитку фундаментальних і прикладних досліджень в галузі гідроекології та суміжних наук;

- широке залучення учених-гідроекологів і практиків, які працюють у галузі гідробіології та суміжних наук, до обговорення й розробки методологічних основ наукових аспектів та до розв'язання теоретичних і практичних завдань охорони вод, рибного господарства, раціонального водокористування;

- сприяння у підготовці висококваліфікованих науковців-гідроекологів та налагодження координації науково-дослідних робіт у галузі гідробіології, іхтіології та охорони природних вод, що проводяться різними відомствами;

- участь в організації допомоги його членам в підвищенні їх наукової кваліфікації; сприяння у застосуванні на практиці наукових праць, винаходів і раціоналізаторських пропозицій, виданні і реалізації їх наукових праць, участі в наукових форумах фахівців України і міжнародних з'їздах, симпозіумах, школах тощо.

- участь у заходах з наукового та культурного співробітництва з гідроекологами інших країн;

- захист пріоритету українських вчених у розв'язанні низки найважливіших проблем гідробіології, іхтіології та суміжних наук; дослідження і популяризація історії гідроекології України;

- сприяння правильній постановці і розвиткові викладання гідроекологічних дисциплін у середніх та вищих закладах освіти;

- пропаганда серед широких мас населення найновіших досягнень у галузі гідроекології, гідробіології, іхтіології та суміжних наук;

- розробка науково-технічних, методичних та організаційних питань у галузі гідроекології;

- активна участь у погодженні, впорядкуванні та уніфікації гідроекологічної термінології;

- організація стажування молодих вчених і спеціалістів у провідних наукових установах і фірмах країни та за її межами;

На сьогодні Гідроекологічне товариство України налічує 11 відділень (Київське, Житомирське, Запорізьке, Херсонське, Чернівецьке, Вінницьке, Дніпровське, Львівське, Одеське, Тернопільське, Чернігівське).

У структурі Гідроекологічного товариства України функціонує молодіжна секція, у роботі якої беруть активну участь науковці, фахівці та студенти вищих навчальних закладів, аспіранти, здобувачі наукових ступенів, небайдужі до збереження та охорони навколишнього середовища, зокрема її водних ресурсів.

Виходячи з основних завдань Товариства, Гідроекологічне товариство України та його молодіжна секція підтримали ініціативу Ради молодих вчених Інституту гідробіології НАН України та сприяли у проведенні V науково-практичної конференції молодих вчених «Сучасна гідроекологія: місце наукових досліджень у вирішенні актуальних проблем».

**Батог С. В.**

*Інститут гідробіології НАН України, Київ, Україна  
e-mail: svitlanadaragan@gmail.com*

## **ВПЛИВ ВНУТРІШНЬОГО ВОДООБМІНУ НА САМООЧИСНІ ПРОЦЕСИ У ВОДОЙМАХ РІЗНОГО ТИПУ М. КИЄВА**

Самоочищення водойм – це сукупність взаємопов'язаних гідрологічних, гідродинамічних, фізико-хімічних та гідробіологічних процесів, що сприяють відновленню фоновому стану їх екосистем (Тимченко, 2006). В еколого-гідрологічних дослідженнях однією із основних задач є визначення ролі динаміки вод у процесі самоочищення водойми, що виражають через загальний коефіцієнт трансформації забруднювальних речовин ( $K^*$ ). При постійній температурі цей коефіцієнт являє собою суму (Охрана водных ресурсов, 1979):

$$K^* = K_{cm} + K_{\delta} = K_{cm} + \eta \frac{v}{h_{cp}},$$

де  $K_{cm}$  – коефіцієнт біохімічного окиснення речовин у нерухомому водному середовищі;  $K_{\delta}$  – динамічна складова коефіцієнта;  $v$  – середня швидкість течії;  $h_{cp}$  – середня глибина водойми;  $\eta$  – коефіцієнт динамічності, що є функцією процесу турбулентності, морфометричних та гідравлічних параметрів потоку ( водойми), складу та концентрації забруднювальних речовин.

Найбільш активно трансформація забруднювальних речовин відбувається при зростанні швидкості течії від 0 до 0,2 м/с. Така залежність  $K_{\delta} / K_{cm} = f(v)$  (Охрана водных ресурсов, 1979) аналітично апроксимується рівнянням (Тимченко, 2006):

$$\frac{K_{cm}}{K_{\delta}} = \frac{v}{(0,0031 + 0,0348 \times v)}.$$

Так, при вищевказаному діапазоні швидкості течії трансформація забруднювальних речовин посилюється у 20 разів. При зростанні швидкості течії (понад 0,20 м/с) значення динамічної складової коефіцієнта трансформації ( $K_{\delta}$ ) зменшується та в природних водоймах досягає  $29,7 K_{cm}$  (Лаврик, Мережко, Сиренко, Тимченко, 1991).

Для визначення ролі динаміки водних мас у самоочищенні водойм Києва нами проведено кількісну оцінку впливу рухливості водних мас на процес трансформації забруднювальних речовин із застосуванням математичного моделювання течій – моделі А. І. Фельзенбаума (Фельзенбаум, 1960) при різних гідрометеорологічних умовах та з урахуванням впливу зовнішнього водообміну. При вітрі середньої швидкості (3 м/с) динаміка водних мас посилює самоочисну здатність водойм Києва в 4–7 разів порівняно з нерухомим станом вод (таблиця). При посиленні вітру до 5 м/с динамічна складова самоочисного потенціалу водойм зростає в 6–10 разів, при 10 м/с – до 10–15 разів.

Результати моделювання течій дозволили нам районувати акваторії водойм Києва за динамічною складовою самоочисного потенціалу, тобто за відношенням динамічного коефіцієнта трансформації забруднювальних речовин до статичного  $K_{\delta} / K_{cm}$ .

Самоочисні процеси антропогенно змінених водойм та стариць (Тимченко, Дараган, 2014) значно посилюються при вітрах меридіонального напрямку. Так у прибережній акваторії оз. Редьчиного при зазначених вітрах відносний коефіцієнт ( $K_{\delta} / K_{cm}$ ) в 6–20 разів перевищує статичний, у центральній акваторії – лише в 2–4 рази. При вітрах широтного напрямку цей показник варіює в діапазоні від 2 до 10 разів.

Показники динамічної складової самоочисного потенціалу водойм Києва при вітрі середньої швидкості (3 м/с)

Групи	Підгрупи	Водойми	Середня швидкість течії, см/с		Відносний коефіцієнт трансформації забруднювальних речовин ( $K_d/K_{ct}$ )		
			при меридіональному напрямку вітру	при широтному напрямку вітру	при меридіональному напрямку вітру	при широтному напрямку вітру	
Гідрогенні	антропогеннозмінені	оз. Райдужне	2,20	1,90	5,65	5,10	
		оз. Вирлиця	1,80	1,60	4,83	4,38	
	стариці	оз. Мінське	2,50	1,60	6,38	4,38	
		оз. Редьчине	2,10	1,70	5,48	4,61	
		оз. Кирилівське	3,00	2,50	7,24	6,28	
		оз. Вербне	1,56	2,50	4,28	6,30	
	затоки	Берковщина	2,00	2,22	5,27	5,70	
		Видубицьке	2,10	2,22	5,48	5,70	
Штучні	кар'єри	оз. Алмазне	1,90	2,70	5,05	6,68	
		оз. Центральне	2,60	2,30	6,40	5,86	
		оз. Синє	2,50	2,70	6,30	6,68	
	ставки	Палладінські	№1	3,10	2,50	7,42	6,30
			№3	2,73	3,00	6,74	7,24
		Горіхуватські	№1	2,54	2,60	6,38	6,49
			№2	2,35	2,66	6,00	6,61
			№3	2,81	2,62	6,89	6,53
			№4	2,55	1,94	6,40	5,14
	Китаївські	№2	2,15	2,47	5,60	6,24	
		№3	2,50	2,60	6,30	6,49	
		№4	2,29	2,27	5,88	5,84	
		№5	2,33	2,06	5,96	5,40	

Самоочисна спроможність динамічної активності водних мас заток зумовлена вітровим фактором та посиленням її періодичним знакоперемінним переміщенням води внаслідок водообміну з водосховищем. Самоочисна спроможність водних мас, наприклад, оз. Видубицького в цілому, посилюється в 5,5 разів у порівнянні з відсутністю вітру. За таких умов прибережна акваторія водойми має вищу самоочисну здатність, ніж центральна акваторія. Відносний коефіцієнт  $K_d/K_{ct}$  прибережної акваторії в 8–16 разів перевищує статичний, центральної акваторії – лише в 2–4 рази.

Процеси самоочищення в оз. Алмазному (підгрупа *кар'єри*) значно посилюються при широтному напрямку вітру. При таких вітрах формуються течії зі швидкістю більше 2 см/с, які обумовлюють посилення самоочисної спроможності водойми майже в 7 разів. За таких умов формуються зони, де величина відносного коефіцієнта  $K_d/K_{ct}$  становить більше 16.

У ставках за спільної дії вітрового та стокового фактору самоочисні процеси в 5–6 разів інтенсивніші, ніж за наявності дії лише стокового фактору. При вітрах меридіонального напрямку процеси самоочищення в Горіхуватському ставку №4 найбільш інтенсивно відбуваються вздовж прибережних акваторій. Величини відносного коефіцієнта  $K_d/K_{ct}$  тут складають 10–12. По акваторії ставка величини цього

коєфіцієнта знаходяться в діапазоні від 4 до 6, що свідчить про нижчу самоочисну здатність.

Отже, водойми Києва та окремі ділянки їх акваторій відзначаються досить суттєвою самоочисною здатністю за рахунок динаміки водних мас. Таким чином, гідродинаміка сприяє поліпшенню їх екологічного стану та якості водного середовища.

**Білоус О. П., Незбрицька І. М.**

*Інститут гідробіології НАН України, Київ, Україна*

*e-mail: bilous\_olena@ukr.net; inna\_imn@ukr.net*

## **ПЕРСПЕКТИВИ ВИКОРИСТАННЯ КУЛЬТУР МІКРОВОДОРОСТЕЙ КОЛЕКЦІЇ НРДР ЯК ДЖЕРЕЛА ОТРИМАННЯ БІОЛОГІЧНО АКТИВНИХ РЕЧОВИН**

Загалом, у світі відомо 22 колекції водоростей із наступних країн: Австралії, Америки, Японії, Китаю, Франції, Португалії, Іспанії, Англії, Німеччини, Чехії, Таїланду та Росії. На території України існують колекції мікроводоростей Інституту ботаніки ім. М.Г. Холодного (IBASU-A), Інституту біології південних морів імені О. О. Ковалевського НАН України (IBSS) (Інститут морських біологічних досліджень імені А.О. Ковалевського РАН), Київського національного університету імені Тараса Шевченка (АСКУ), а також Інституту гідробіології (НРДР). Зазначені колекції не дублюють одна одну та є унікальними.

Сучасні наукові дослідження показують перспективність мікроводоростей як одних з найбільш ефективних продуцентів біологічно активних речовин: білків, ліпідів, вуглеводів, пігментів, незамінних амінокислот, вітамінів та вітаміноподібних речовин тощо [1, 2]. Особливістю колекції культур мікроводоростей Інституту гідробіології НАН України (НРДР) є наявність живих культур мікроводоростей, що є основними джерелами отримання цих біологічно цінних речовин.

Найвагомішими прикладами використання водоростей колекції НРДР є застосування культури червоної водорості *Porphyridium purpureum* (Bory) K.M. Drew et R. Ross (= *Porphyridium cruentum* (S.F. Gray) Nägeli) (НРДР-40) для отримання поліненасичених жирних кислот, зокрема арахідонової та ейкозапентаєнової, а також природного барвника фікоеритрину та сульфополісахаридів [2]. Із культур синьозелених водоростей *Arthrospira platensis* Gomont (= *Spirulina platensis* (Gomont) Geitler) (НРДР-60) та *Phormidium uncinatum* Ag. (Gom.) (НРДР-18) отримують перспективний для діагностики та лікування ракових захворювань фікобіліпротейн с-фікоціанін [3, 4]. Крім того, відомо, що *Arthrospira platensis* характеризується високим вмістом вітамінів, білків, незамінних амінокислот, тому її використовують також як харчову добавку, а через високий вміст мінеральних компонентів вона знаходить застосування як біостимулятор та регулятор росту. Деякі культури синьозелених водоростей використовуються для отримання екологічно чистого азотного добрива (*Nostoc muscorum* C. Agardh ex Bornet et Flahault НРДР-304, *Trichormus variabilis* (Kützing ex Bornet et Flahault) Komárek et Anagnostidis (= *Anabaena variabilis* Kützing ex Bornet et Flahault) (НРДР-125), *Anabaena cylindrica* Lemmermann НРДР-1). Варто відмітити, що *Nostoc muscorum* (НРДР-304) перспективний не лише як біодобриво, але і як джерело полісахаридів та желуючих речовин [5]. Одноклітинні зелені водорості колекції *Chlorella vulgaris* Beijer. (НРДР-19), *Tetrademus obliquus* (Turpin) M.J. Wynne (= *Scenedesmus obliquus* (Turpin) Kützing) (НРДР-43) та *Chlamydomonas reinhardtii* P.A. Dangeard (НРДР-28) є джерелом сировини для отримання біодизелю. Цінність *Chlorella vulgaris* (НРДР-19) зумовлена також високим вмістом білків (до 51-58% сухої ваги), каротиноїдів та майже повноцінним набором вітамінів [1]. Евгленова водорість



*Euglena gracilis* G.A. Klebs (HPDP-114) є продуцентом ненасичених жирних кислот, білків та унікального резервного полісахариду парамілону ( $\beta$ -1,3-глюкан в кристалічній формі) [6]. *Euglena gracilis* накопичує парамілон в умовах дефіциту азоту або при переході на гетеротрофний тип живлення. Цей полісахарид знаходить широке застосування в медицині, зокрема як гепатопротектор, при лікуванні atopії, крім цього він здатний пригнічувати розвиток раку товстої кишки. Варто також відмітити, що *Euglena gracilis* є потенційним продуцентом токоферолів [7].

На сьогодні великий досвід використання водоростей як джерела біологічно цінних сполук мають країни Західної Європи, Японія та США. Ці країни постійно здійснюють дослідження у сфері фізіології та біохімії водоростей, а також їх культивування з метою отримання біомаси, збагаченої певними компонентами. Досягнення переваг у даній галузі є одним із центральних завдань в економічній політиці розвинених країн. Цього має прагнути і Україна.

Окрім того, співпраця науковців із підприємцями в рамках отримання біологічно активних речовин із мікроводоростей зазначеної колекції є вкрай необхідною для впровадження біотехнологічних розробок, що дасть можливість підвищити успішність біотехнологічного напрямку використання водоростей в Україні та сприятиме його виходу на новий рівень.

#### Список літератури:

1. Боднар О. І. Біотехнологічні перспективи використання мікроводоростей: основні напрями (огляд) // Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біологія. 2017. Вип. 1(68). С. 138–146.
2. Cuellar-Bermudez S. P., Aguilar-Hernandez I., Cardenas-Chavez D. L. Extraction and purification of high-value metabolites from microalgae: essential lipids, astaxanthin and phycobiliproteins // Microb Biotechnol. 2015. Vol. 8(2). P. 190–209.
3. Незбрицька І. М., Курейшевич А. В., Васильченко О. А., Миненко А. Б. Вміст фікобіліпротеїнів у біомасі синьозеленої водорості *Phormidium autumnale* f. *uncinata* за умов зміни температури культивування. // Проблеми екологічної біотехнології. 2014. № 2. URL: [http://nbuv.gov.ua/UJRN/peb\\_2014\\_2\\_11](http://nbuv.gov.ua/UJRN/peb_2014_2_11).
4. Kuddus M., Singh P., Thomas G., Al-Hazimi Awdah. Recent Developments in Production and Biotechnological Applications of C-Phycocyanin // Biomed Res. Int. 2013. Vol. 2013. P. 1–9.4.
5. Сиренко Л. А., Рыбак Н. В., Паршикова Т. В., Пахомова М. Н. Коллекция живых культур микроскопических водорослей (Акроним коллекции – HPDP). Киев, 2005. 53 с.
6. Yamada K., Suzuki H., Takeuchi T. Efficient selective breeding of live oil-rich *Euglena gracilis* with fluorescence-activated cell sorting // Scientific Reports. 2016. Vol. 6. P. 1–8.
7. Мокросноп В. М., Золотарьова О. К. Мікроводорості як продуценти токоферолів // Biotechnologia Acta. 2014. Т. 7, № 2. С. 26–33.

Публікація містить результати досліджень, проведених за грантом Президента України за конкурсним проектом Ф75/154-2018 від 11.09.2018 Державного фонду фундаментальних досліджень.

**Воронкова Ю. С., Маренков О. М., Москвичова І. В., Ковальчук Ю. П.**

Дніпровський національний університет імені Олеся Гончара, Дніпро, Україна  
e-mail: [gidrobions@gmail.com](mailto:gidrobions@gmail.com)

### **ОЦІНКА ПРОЦЕСІВ ОКИСНОГО СТРЕСУ В ПЕЧІНЦІ КАРАСЯ СРІБЛЯСТОГО *CARASSIUS GIBELIO* (BLOCH, 1782) ТА СОНЯЧНОГО ОКУНЯ *LEPOMIS GIBBOSUS* (LINNAEUS, 1758)**

Адаптація до неприродних для організму чинників – це молекулярні та біохімічні механізми пристосування до різноманітних, іноді екстремальних умов існування. Підвищення ефективності системи антиоксидантного захисту в організмі риб у відповідь на інтенсифікацію пероксидного окиснення ліпідів (ПОЛ) є нормальним механізмом

знешкодження продуктів ПОЛ та важливим елементом адаптації до екологічних змін у навколишньому водному середовищі. У риб, як і у наземних хребетних, ферментна ланка антиоксидантного захисту (АОЗ) відіграє важливу роль у знешкодженні продуктів ПОЛ. Вміст продуктів ПОЛ у печінці риб є біомаркером, який характеризує не тільки фізіологічний стан при дії токсичних речовин і патогенів, а й є одним із критеріїв оцінки біохімічної адаптації інвазійних видів до напружених екологічних умов. Відомо, що при напруженій діяльності організму (міграція, нерест, конкуренція за умови існування) та інших неспецифічних для риб впливах (антропогенне навантаження), спостерігається посилення окисних процесів, в результаті чого накопичуються продукти ПОЛ, що виступають в ролі первинного медіатора стресу. Стрес – це захисна функція організму на негативну дію того чи іншого чинника. Подовжена дія стресового стану організму, може призвести до виснаження організму, а в подальшому і до загибелі. Дані наукової літератури, щодо антиоксидантної системи та інтенсивності ПОЛ в організмі риб-вселенців практично відсутні, окремі праці не дають повного уявлення про особливості ПОЛ та активність АОЗ в органах і тканинах риб. Тому, метою роботи було визначити адаптаційні можливості видів-вселенців шляхом оцінювання процесів окисного стресу в тканинах печінки.

Об'єктами досліджень були карась сріблястий *Carassius gibelio* (Bloch, 1782) та сонячний окунь *Lepomis gibbosus* (Linnaeus, 1758), вилучені влітку 2017 з екологічно напруженої ділянки Запорізького водосховища – Самарської затоки. У печінці карася та окуня визначали вміст продуктів ПОЛ – концентрацію ТБК-активних продуктів, а також активність антиоксидантних ферментів – супероксиддисмутази (КФ1.15.1.1) і каталази (КФ 1.11.1.6). Для визначення активності антиоксидантних ферментів та продуктів ПОЛ використовували зразки тканини печінки, які попередньо гомогенізували (у співвідношенні 1:3, вага/об'єм) в фосфатному буфері (рН 7,4). Після гомогенізації гомогенат центрифугували протягом 15хв при 7000 g (4°C). Для подальших досліджень використовували супернатант. Концентрацію ТБК-активних продуктів у гомогенаті тканини вимірювали за допомогою кольорової реакції малонового діальдегіду (МДА) з тіобарбітуровою кислотою (ТБК) в умовах високої температури і кислого середовища, що приводить до утворення триметинового комплексу, котрий містить одну молекулу МДА і дві молекули ТБК. Активність СОД визначали за методом, принцип якого полягає у відновленні нітротетразолію супероксидними радикалами, які утворюються в реакції між феназинметасульфатом і відновленою формою нікотинаміддинуклеотиду (NADH).

Відомо, що одним із показників, який характеризує як фізіологічний, так і біохімічний стан організму, є активність ПОЛ. Інтенсивність пероксидного окислення ліпідів у клітинних мембранах тканин риб прямо залежить від ступеня ненасиченості жирних кислот у складі мембранних фосфоліпідів. Інтенсивність ПОЛ у тканинах можна встановлювати за накопиченням малонового діальдегіду (МДА) – одного з кінцевих продуктів пероксидного окиснення. За допомогою цього показника можна судити як про активність перебігу обміну речовин в організмі риб, так і про ступінь його дисбалансу у несприятливих умовах навколишнього середовища. Вміст ТБК-активних сполук у риб двох видів значно відрізняється. Так, показано зниження ТБК-активних продуктів в тканинах печінки у сонячного окуня на 33% порівняно зі значенням даного показника у карася. Можливо, більш високий вміст МДА у тканинах печінки карася пов'язаний з особливостями харчування, ареалом та сезонністю.

Зменшення вмісту МДА у тканинах печінки сонячного окуня можна пояснити більш інтенсивним знешкодженням вільних радикалів, які утворюються в організмі риб в результаті аеробного метаболізму, що призводить до зменшення утворення ТБК-активних продуктів. ПОЛ є одним з важливих показників ліпідного обміну, активним метаболічним і регуляторним фактором, що відображає накопичення проміжних і кінцевих метаболітів, то отримані результати можуть свідчити про відповідну захисну

реакцію організму на фізіолого-біохімічному рівні на дію різних стресових чинників. Подібні результати були показані у роботах по дослідженню ПОЛ на коропах, форелі, товстолобику та бичка пісочника.

Дисбаланс між окислювальними процесами і системою АОЗ організму викликає окисний стрес, що призводить до пошкодження тканин. В АОЗ організму від окисного стресу приймають участь безліч ферментів та неензиматичних компонентів. До найбільш вагомих відносять СОД, яка здійснює конвертацію супероксид-аніону ( $O_2^{\cdot-}$ ) до  $H_2O_2$ , каталазу, що каталізує реакцію розкладу пероксиду гідрогену до води. На відміну від інших тканин, тканини печінки риб є своєрідним індикатором та біомаркером, що першими відповідають на розвиток окисного стресу змінами основних показників системи АОЗ (Yilmaz, 2006). Регуляція даного процесу в клітині включає декілька елементів, що пригнічують процеси утворення вільних радикалів або інактивуючих продукти пероксидного окиснення. Зменшення вмісту ТБК-активних продуктів, можливо, зумовлено підвищенням активності антиоксидантних ферментів, що показано у роботі. Показано, незначну відмінність в активності ключових ферментів системи АОЗ для двох дослідних видів риб. В експериментальних роботах на тваринах показано стійку кореляцію між активністю СОД та токсичною дією оксисену; також показано найбільшу активність СОД у тканинах печінки та еритроцитах. Нами не виявлено достовірної різниці в результатах супероксидоксидазної активності в тканинах печінки карася і сонячного окуня. Отримані нами результати узгоджуються з літературними даними, де також показано найбільшу активність СОД у печінці інших видів риб.

Провідна роль у захисті клітин від окисного стресу належить каталазі, яка утилізує пероксид водню. Отримані результати показали, що каталазна активність у карася значно перевищує (в 2 рази) даний показник у сонячного окуня. Одним із припущень таких змін активності каталази можуть бути інактивація ферменту, яка, можливо, викликана надлишком активних кисневих метаболітів, підвищене генерування яких при розвитку окисного стресу доведено у ряді робіт, що супероксидний радикал є інгібітором каталази. Крім того, це, можливо, може бути пов'язано з окисною деструкцією ДНК при окисному стресі чи з тим, що каталаза бере участь і в інших паралельних реакціях, пов'язаних з іонними процесами метаболізму  $H_2O_2$ .

Сукупність результатів, отриманих при дослідженні показників МДА, СОД, каталази свідчать про суттєву чутливість ферментативної ланки антиоксидантного захисту карася і сонячного окуня. Показано більш високі показники активності супероксиддисмутази і каталази, а також рівня МДА у карася в порівнянні з сонячним окунем. Підвищення каталазної та супероксиддисмутазної активності у тканинах печінки відіграє важливу роль в послідовному знешкодженні супероксидного аніону ( $O_2^{\cdot-}$ ) та пероксиду гідрогену ( $H_2O_2$ ) в ході інтенсивних метаболічних перетвореннях, що відбуваються у печінці.

Відмінності у активності ферментів та рівні МДА залежать від стану антиоксидантної системи, антропогенного навантаження, впливу багатьох екологічних чинників, сезонності та харчування кожного з видів-вселенців.

*Ганжа Х. Д.*

*Інститут гідробіології НАН України, Київ, Україна  
e-mail: krisdgan@gmail.com*

## **ОЦІНКА ПОРУШЕННЯ СИМЕТРІЇ ДВОСТУЛКОВИХ МОЛЮСКІВ *DREISSENA SP.* В УМОВАХ РАДІОНУКЛІДНОГО ЗАБРУДНЕННЯ**

Стабільність розвитку як здатність організму до нормального розвитку є чутливим індикатором стану природних популяцій і дозволяє оцінювати сумарну

величину забруднення екосистеми. Найбільш доступним для широкого використання способом оцінки стабільності розвитку є визначення величини флуктуючої асиметрії білатеральних морфологічних ознак. Вона являє собою відхилення від суворої білатеральної симетрії внаслідок недосконалості онтогенетичних процесів і проявляється в незначних ненапрямлених відмінностях між сторонами (в межах норми реакції організму). Отримана інтегральна оцінка якості середовища є відповіддю на питання – яка реакція живого організму на несприятливий вплив, яке мало місце в період його розвитку

При проведенні екологічного моніторингу довкілля все більше значення мають інтегральні методи оцінки стану екосистем. Одним з таких методів є оцінка якості середовища водойм, що базується на явищі флуктуючої асиметрії білатеральних організмів, в тому числі – двостулкових моллюсків.

Метою дослідження була оцінка морфологічних реакції двостулкових моллюсків на хронічне радіонуклідне забруднення водойми-охолоджувача Чорнобильської АЕС.

Колекціонування двостулкових моллюсків *Dreissena sp.* здійснено в літоральній зоні водойм на р. Дніпрі в районі міст Запоріжжя та Енегодар, в ставку-охолоджувачі Чорнобильської АЕС, а також в оз. Світязь поблизу смт. Шацьк. Всього було відібрано близько 800 екземплярів та проведено більше 6000 морфометричних вимірювань. Таким чином, колекцію моллюсків зібрано в літоральній зоні водойм як на фонових, з точки зору антропогенного навантаження, так і на забруднених територіях. Антропогенне забруднення в місцях збирання моллюсків представлене побутовими, транспортними, промисловими органічними, неорганічними та радіоактивними організованими та поверхневими стоками.

Проби моллюсків промивали під проточною водою, зчищаючи обростання м'якою щіточкою. Заміри проводили за допомогою електронного штангенциркуля. Як показники флуктуючої асиметрії використано довжину, ширину та висоту стулків моллюсків. Також було запропоновано нові параметри оцінки: вага та об'єм стулків.

Кожен показник розраховували як добуток від ділення модулів різності та суми результатів вимірювання лівої та правої стулків моллюску:

$$K_{asm} = |L-R| / |L+R| \quad (1)$$

За показник стабільності розвитку ( $P_{asm}$ ) приймали усереднене значення від розрахунку показників флуктуючої асиметрії.

У відібраних пробах визначали питому активність  $^{90}\text{Sr}$  (радіохімічно або бета-спектрометричним шляхом з вимірюванням на установці малого фону УМФ-2000) і  $^{137}\text{Cs}$  (гама-спектрометрично). Всі вимірювання в межах даного дослідження проведені з сумарно відносною похибкою, яка не перевищувала 30%.

За результатами проведених спостережень показано, що найбільшу варіабельність серед показників флуктуючої асиметрії має довжина, найменшу – висота стулків моллюсків. Встановлено показники значення регіонального фону та мінімальних аномальних відхилень від місцевого фону для флуктуючої асиметрії та стабільності розвитку моллюсків.

Проведений кореляційний аналіз отриманих результатів вимірювань показав, що достовірно корелюють між собою з високими значеннями коефіцієнтів кореляції (від 0,30 до 0,90) всі досліджені показники флуктуючої асиметрії стулків. Найвищий коефіцієнт кореляції знайдено для показника стабільності розвитку моллюсків та висоти стулків, найменший – для пари висота та ширина стулків. У водоймах з фоновим рівнем забруднення всі показники знаходилися на низькому рівні.

За отриманими нами коефіцієнтами асиметрії всіх досліджуваних параметрів видно, що найбільшу чутливість до екологічного стану у водоймі проявляє показник ширини стулків (рис. 1). А в умовах радіаційного забруднення даний показник суттєво зростає. Також, чутливими до радіаційного навантаження виявилися показники об'єму та ваги стулків.

Показники висоти та довжини були подібними для всіх досліджуваних водойм і незначно підвищувалися в умовах антропогенного навантаження (м. Енергодар) та в умовах радіонуклідного навантаження.

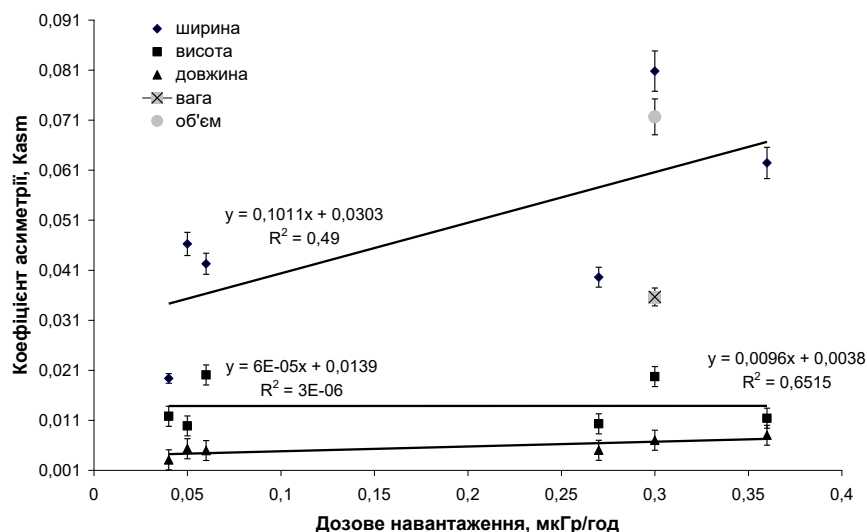


Рис. 1. Розподіл значень коефіцієнтів асиметрії двостулкових молюсків

Дослідження залежності прояву асиметрії молюсків та дозового навантаження показало (рис. 2), що при збільшенні отримуваної молюсками дози опромінення показник асиметричності стулочок зростає, що свідчить про чутливість двостулкових молюсків *Dreissena sp.* до умов довкілля.

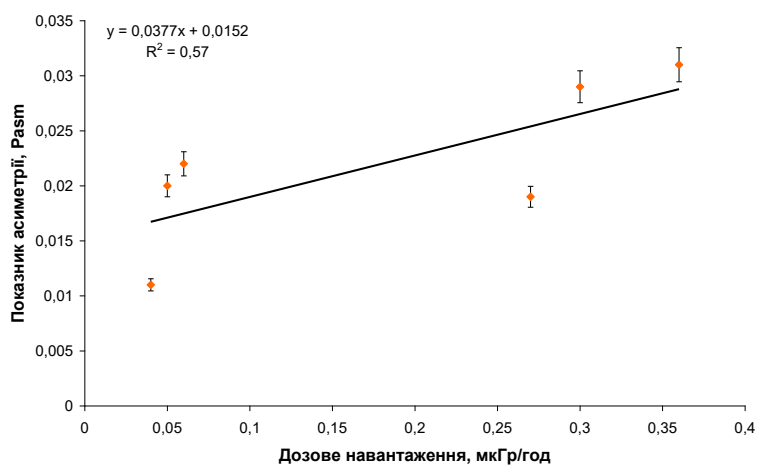


Рис. 2. Залежність прояву асиметрії молюсків від дозового навантаження

В ході проведених досліджень визначено параметри та опрацьовано методику виконання вимірювань для оцінки флюктуючої асиметрії стулочок двостулкових молюсків. Встановлено залежність між морфологічною реакцією молюсків, та інтенсивністю радіонуклідного забруднення. Коефіцієнт асиметрії двостулкових молюсків зростає в залежності від збільшення дозового навантаження. Звідси випливає, що показник коливань асиметрії дозволяє характеризувати стабільність індивідуального розвитку.

Єрмоєнко Д. А.

Інститут гідробіології НАН України, Київ, Україна  
e-mail: erymenkoda@gmail.com

## ПОРІВНЯЛЬНА ХАРАКТЕРИСТИКА СИМБІОЦЕНОЗІВ КОРОПА ЗВИЧАЙНОГО *CYPRINUS CARPIO* (L.) ТА КАРАСЯ СРІБЛЯСТОГО *CARASSIUS GIBELIO* (BLOCH) ПРИ СПІЛЬНОМУ МЕШКАННІ З ДАЛЕКОСХІДНИМИ РОСЛИНОЇДНИМИ ІНТРОДУЦЕНТАМИ

З метою підвищення рибопродуктивності природних водойм та вирощування в умовах аквакультури в ХХ сторіччі було здійснено навмисну інтродукцію у водойми Середньої Азії, Європи та світу цілого ряду видів далекосхідних риб. Поява цих риб у нових місцях існування супроводжувалась як інвазією деяких специфічних для них груп симбіотичних організмів (інфузорії, моногеней, цестоди), так і ненавмисною інвазією деяких інших представників цього ж фауністичного комплексу [1, 2].

Метою роботи було порівняння симбіоценозів коропа звичайного *Cyprinus carpio* (L.) та карася сріблястого *Carassius gibelio* (Bloch), які мешкали спільно з такими представниками далекосхідного фауністичного комплексу як білий амур *Stenopharyngodon idella* (Valenciennes), білий товстолобик *Hypophthalmichthys molitrix* (Valenciennes) та амурський чебачок *Pseudorasbora parva* (Temminck et Schlegel). Дослідження проводились в умовах ставкового господарства Білоцерківської експериментальної гідробіологічної станції (БЕГС) Інституту гідробіології НАН України. Коропа, який мешкає в умовах БЕГС можна вважати умовно аборигенним видом, оскільки його популяція походить від дунайських популяцій сазана, а карась сріблястий вже відносно давно інтродукований у водойми Європи. Тому, ідея полягала у дослідженні особливостей формування симбіоценозів чужорідного та аборигенного виду за спільного існування з іншими чужорідними видами риб.

Дослідження проводились в літній період 2017 року. Збір та обробка матеріалу проводилась за загальноприйнятими іхтіологічними та паразитологічними методиками [3, 4]. Визначали показник екстенсивності (EI) риб – відсоткову частку заражених риб від загальної кількості досліджених особин, інтенсивності інвазії (II) – кількість особин паразитів, яка припадає на одну заражену особину риби, щільність популяції паразита. Встановлення таксономічної належності паразитів здійснювали за відповідними визначниками [5].

У складі симбіоценозів білого амура, білого товстолобика та амурського чебачка було виявлено інфузорій, моногеней, цестод, трематод, паразитичних ракоподібних різних видів, що характеризувались різним ступенем гостальної специфічності.

Порівняльний аналіз видового складу симбіоценозів карася сріблястого та коропа звичайного показав, що за таких умов співіснування у їх угрупованнях спорстерігається значна подібність (50% за індексом Жаккара), спільними паразитарними угрупованнями для обох були види *Trichodinella epizootica*, *Lernaea elegans*, *Ergasilus sieboldi*, *Argulus foliaceus*, *Diplozoon paradoxum*, *Diptostomum spathaceum*, *Cysticercus dilepidis*.

Лише у карася сріблястого були виявлені моногеней *Dactylogyrus intermedius*. У коропа звичайного був більш своєрідний симбіоценоз – знайдені інфузорії видів *Trichodina mutabilis* та *Trichodina nigra*, моногеней видів *Dactylogyrus extensus*, *D. minutus*, *D. anchoratus*, *D. achmerowi*, метацеркарії трематод *Sanguinicola* sp., цестода *Khawia sinensis*.

Екстенсивність інвазії обох видів інфузоріями була високою (80–92%). Однак для карася сріблястого була більше характерна інвазія дрібними триходінідами

*Trichodinella epizootica* та *Tripatriella bulbosa*, а для коропа звичайного – більш крупнішими за розмірами представниками роду *Trichodina*.

Для коропа звичайного були притаманні вищі показники інвазії моногеніями (ЕІ – 69%; ІІ – 114 екз./особ.) порівняно з карасем сріблястим (ЕІ – 16; ІІ – 17 екз./особ.).

У коропа були відмічені вищі показники інвазії паразитичними ракоподібними (*Lernaea elegans*, *Ergasilus sieboldi*, *Argulus foliaceus*). Вони коливались у межах ЕІ – 15–44%; ІІ – 22 екз./особ. Показники інвазії карася сріблястого паразитичними ракоподібними змінювались у межах ЕІ – 5–15%; ІІ – 9 екз./особ.

Таким чином, короп звичайний (умовно аборигенний вид) за умов спільного мешкання з карасем сріблястим та іншими представниками далекосхідної іхтіофауни, характеризувався вищим видовим багатством домінуючих груп симбіонтів (інфузорії, моногенії, паразитичні ракоподібні) порівняно з карасем сріблястим, показники інвазії симбіонтами також здебільшого були вищими.

#### Список літератури:

1. Вовк П. С. Биология дальневосточных растительноядных рыб и их хозяйственное использование в водоемах Украины. –К.: Наук. думка, 1976. – 245 с.
2. Давыдов О. Н. Неборачек С. И., Куровская Л. Я. Экология паразитов рыб водоемов Украины. – К.: Вестник зоологии, 2011. – 492 с.
3. Быховская-Павловская И. Е. Паразиты рыб. Руководство по изучению. / И. Е. Быховская-Павловская – Л.: Наука, 1985. – 117 с.
4. Мовчан Ю. В. Риби України. – Київ: Золоті ворота, 2011. – 444 с.
5. Определитель паразитов пресноводных рыб фауны СССР. Т. 1: Паразитические простейшие – Л.: Наука, 1984, 1985, 1987. (Определители по фауне СССР, изд. Зоол. ин-том АН СССР; вып. 140, 143, 149).

Публікація містить результати досліджень, проведених за грантом Президента України за конкурсним проектом Ф78/179-2018 від 25.09.2018 Державного фонду фундаментальних досліджень.

**Жежеря В. А.**

*Інститут гідробіології НАН України, Київ, Україна*  
*e-mail: zhezheryava1981@gmail.com*

### **ЛАБІЛЬНА ФРАКЦІЯ МЕТАЛІВ У ПОВЕРХНЕВИХ ВОДАХ ЯК ПОКАЗНИК ЇХНЬОЇ ПОТЕНЦІЙНОЇ ТОКСИЧНОСТІ АБО БІОДОСТУПНОСТІ**

У водних об'єктах метали у розчиненому стані знаходяться переважно у мікрограмових або нанограмових концентраціях. По відношенню до гідробіонтів вони можуть бути есенціальними або проявляти токсичну дію. Есенціальні метали певних концентрацій також можуть бути токсичними. У зв'язку з цим для металів та хімічних сполук розроблено гранично допустимі концентрації (ГДК), за якими визначається придатність водного середовища, передусім, для риборозведення.

Для оцінки токсичного впливу того чи іншого металу на гідробіонтів з ГДК необхідно порівнювати концентрацію його лабільної фракції, а не загальний вміст у розчиненому стані. До лабільної фракції металу входять аква-, гідроксокомплекси і комплекси з неорганічними лігандами. Водночас, розчинена форма металу включає, окрім зазначених сполук ще й комплекси з розчиненими органічними речовинами (РОР). Вважається, що у недоступній для гідробіонтів формі метали знаходяться, якщо вони входять до складу комплексів з РОР, молекулярна маса яких більша, ніж 5 кДа.

Потенційно біодоступними можна вважати комплексні сполуки металів з вуглеводами і білковоподібними речовинами, які швидко зазнають бактеріальної і хімічної деструкції.

При вимірюванні концентрації лабільної фракції металу найбільш коректні результати отримуються при використанні хемілюмінесцентного методу й анодної інверсійної вольтамперометрії. Фотометричний метод надає дещо завищені величини вмісту зазначеної фракції металів у воді, оскільки певна їхня частина може вилучатися фотометричним реагентом зі складу комплексних сполук з РОР, з якими вони утворюють слабкі зв'язки [1]. Концентрацію металу у складі лабільної фракції визначають у фільтраті води без додаткової пробопідготовки у максимально стислий проміжок часу після відбору з метою запобігання втрат в результаті його адсорбції на стінках посуду. Фільтрують воду крізь мембранний фільтр 0,45 мкм.

Наші дослідження були проведені на різнотипних водних об'єктах України, але для більш детального розгляду нами обрані Канівське водосховище (верхня ділянка), а також водні об'єкти м. Києва, включаючи р. Либідь, озера системи Опечень, оз. Вербне. Канівське водосховище характеризується найбільшим вмістом гумусових речовин (ГР) з масовою часткою більше 70%  $C_{орг}$ , у решти ця частка знаходилась в межах 50–70%  $C_{орг}$ . У поверхневих водах саме ГР відіграють вирішальну роль у зв'язуванні металів у комплекси, а тому слід очікувати, що у Канівському водосховищі частка лабільної фракції буде найнижчою, тоді як у р. Либідь, навпаки, найвищою, оскільки ця річка зазнає значного антропогенного впливу мегаполісу. Відносний вміст стічних вод в ній досягає 54% загального стоку, а ступінь урбанізації водозбірної площі становить 80,4% [2]. Результати досліджень підтверджують наше припущення, оскільки саме у Канівському водосховищі, порівняно з іншими водними об'єктами, спостерігаються найнижчі значення відносного вмісту лабільної фракції розчиненого Al, Fe, Zn, Cd і Pb (таблиця).

У поверхневих водах компонентний склад РОР протягом року зазнає сезонних та просторових змін. Влітку та восени абсолютний і відносний вміст вуглеводів і білковоподібних речовин зростає, а тому і частка металів у складі комплексів з цими групами РОР збільшується. Метали, які зв'язані з вуглеводами і білковоподібними речовинами в комплексні сполуки, по-перше, можуть бути більш лабільними, а по-друге – більш біодоступними для гідробіонтів за рахунок їхнього активного споживання ними та деструкції. На прикладі двох металів Al і Fe нами встановлено зростання частки лабільної фракції цих металів саме влітку і восени. Для р. Либідь, яка зазнає значного антропогенного навантаження, сезонних змін вмісту лабільної фракції металів не було виявлено. На нашу думку, це пов'язано з домінуванням антропогенних чинників над природними у формуванні гідрохімічного режиму цієї річки.

Вміст та частка лабільної фракції металів у різнотипних водних об'єктах

Водні об'єкти	Me <sub>лаб</sub> , мкг/дм <sup>3</sup>	%, Me <sub>розч</sub>	Me <sub>розч</sub> , мкг/дм <sup>3</sup>
<i>Алюміній, ГДК<sub>p</sub> – 36 мкг/дм<sup>3</sup></i>			
Канівське вдсх., 2014 р.	3,2–8,0	<b>16,1–25,4</b>	14,2–37,0
оз. Вербне, 2017 р.	11,1–49,8	<b>45,7–82,9</b>	13,3–75,5
Озера системи Опечень, 2015 р.	1,0–42,6	<b>14,2–83,5</b>	2,2–69,0
р. Либідь, 2014 р.	8,0–80,0	<b>24,2–86,9</b>	19,1–104,9
<i>Ферум (II, III), ГДК<sub>p</sub> Fe(II) – 5 мкг/дм<sup>3</sup></i>			
Канівське вдсх., 2014 р.	24,0–66,0	<b>22,0–45,0</b>	109,0–151,0
оз. Вербне, 2017 р.	5,2–577,0	<b>13,0–98,9</b>	16,9–808,0
Озера системи Опечень, 2015 р.	0–417,0	<b>0–98,1</b>	50,0–625,0
р. Либідь, 2014 р.	24,0–168,0	<b>18,0–75,4</b>	97,2–308,0
<i>Цинк, ГДК<sub>p</sub> – 10 мкг/дм<sup>3</sup></i>			
Канівське вдсх., 2014 р.	20,2–22,7	<b>61,2–62,4</b>	37,6–38,8
Озера системи Опечень, 2015 р.	39,4–117,0	<b>77,2 – 82,4</b>	20,6–142,0



р. Либідь, 2014 р.	21,5–79,0	<b>84,3–99,3</b>	22,6–81,0
<i>Кадмій, ГДК<sub>p</sub> – 5 мкг/дм<sup>3</sup></i>			
Канівське вдсх., 2014 р.	0,0	<b>0,0</b>	0,6–0,8
Озера системи Опечень, 2015 р.	0–0,3	<b>0–57,7</b>	0–0,52
р. Либідь, 2014 р.	7,8–28,0	<b>96,2–98,3</b>	8,0–29,1
<i>Плюмбум, ГДК<sub>p</sub> – 100 мкг/дм<sup>3</sup></i>			
Канівське вдсх., 2014 р.	1,3–31,0	<b>3,4–61,6</b>	37,8–50,3
Озера системи Опечень, 2015 р.	3,3–11,0	<b>7,2–22,5</b>	3,3–49,0
р. Либідь, 2014 р.	25,0–73,4	<b>28,9–97,6</b>	26,7–108,4

Примітка: Концентрація плюмбуму, яка відповідає помірно забрудненій воді згідно з методикою екологічної оцінки якості поверхневих вод, становить 20 мкг/дм<sup>3</sup> [3]; ГДК<sub>p</sub> – гранично допустима концентрація для водойм рибогосподарського призначення.

Вміст лабільної фракції металів зазнає не лише сезонних змін, але й за глибиною. Це особливо стосується водойм з уповільненим водообміном, для яких характерне формування біля дна дефіциту розчиненого кисню. За таких умов у водоймі відбувається вторинне забруднення водного середовища. За результатами досліджень оз. Вербного встановлено, що максимальні значення концентрації лабільної фракції Al, Fe і Mn спостерігаються найчастіше саме влітку у придонному шарі води, коли формуються анаеробні умови. В цей час лабільний Fe і Mn надходять з донних відкладів переважно у вигляді гідросокомплексів і комплексів з неорганічними лігандами. Отже, у водних об'єктах з дефіцитом розчиненого кисню слід очікувати не лише сезонних, але й просторових змін вмісту лабільної фракції металів.

Дослідження лабільної фракції металів має важливе значення при встановленні потенційної токсичності водного середовища, оскільки вона найбільш біодоступна для гідробіонтів.

Список літератури:

1. Жежеря В. А., Линник П. М., Линник Р. П. Лабільна фракція металів у різнотипних водних об'єктах України залежно від вмісту і компонентного складу розчинених органічних речовин та її біологічна роль // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія : Наук. збірник. – 2018. – Т. 2(49). – С. 40–50.
2. Хільчевський В. К., Бойко О. В. Гідрохімічна характеристика малих річок м. Києва // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія: Наук. збірник. – 2000. – Т. 1. – С. 106–112.
3. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями / В. Д. Романенко, В. М. Жукинський, О. П. Оксіюк, та ін., – К.: Символ-Т, 1998. – 28 с.

Дослідження підтримані програмою розвитку пріоритетних напрямків наукових досліджень НАН України на 2018 р.

**Задорожна Г. М.**

*Інститут гідробіології НАН України, Київ, Україна  
e-mail: anna\_zadorozhna@ukr.net*

## **РОЗВИТОК ФІТОПЛАНКТОНУ КАНІВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА ПІД ЧАС ВЕСНЯНОЇ ПОВЕНІ 2018 р.**

Фітопланктон є важливим компонентом біоти, який приймає участь у формуванні продуктивності та біорізноманіття водних екосистем. Сезонна динаміка розвитку планктонних водоростей у помірному поясі визначається, насамперед, гідрометеорологічними умовами. Водночас, водосховища, як антропогенно змінені екосистеми, хоча і підпорядковуються закономірностям формування і розвитку, притаманні природним водоймам, але одночасно з цим значний вплив на усі процеси, які в них

протікають, спричинює режим експлуатації гідровузлів. У останні десятиріччя наведено беззаперечні докази того, що клімат України змінюється (Клімат Києва, 2010; Осадчий, Бабіченко, 2013). Особливо помітним став вплив кліматичних змін на гідрологічні характеристики Дніпра (Абашина, Вишневський, Заводцова, 2008; Вандюк, 2012).

Згідно з даними Центральної геофізичної обсерваторії (<http://cgo-sreznevskiy.kiev.ua>), зима 2018 р. характеризувалась середньою температурою повітря на 2,5°C вище кліматичної норми та кількістю опадів 209 мм, що склало 142% норми. Березень у 2018 р. став найхолоднішим з початку XXI століття із середньою температурою повітря 1,9°C. Протягом місяця у столиці випала кількість опадів, яка на 208% перевищує кліматичну норму, а сніговий покрив зберігався аж до 31 березня. В цілому, метеорологічна весна 2018 р., була короткою і тривала всього 36 днів.

Внаслідок гідрометеорологічних умов, які склалися у зимово-весняний період 2018 р. у середині квітня рівень води на гідрологічному пості Київ різко підвищився до позначки близько 544 см. У подальшому відмічено незначний спад рівня та наступний підйом до 509 см у травні, який поступово знизився до кінця червня.

В основі даної роботи лежать натурні дані по фітопланктону, отримані в результаті моніторингу, який здійснювали щотижнево з січня по серпень 2018 р. на стаціонарній станції у верхній частині Канівського водосховища, розташованій на відстані близько 11,5 км нижче греблі Київської ГЕС. Збір матеріалу та його опрацювання проводилося згідно загальноприйнятих у гідробіології методів (Методи..., 2006).

У фітопланктоні за досліджуваній період знайдено 108 видів і внутрішньовидових таксонів водоростей (ввт), які відносились до 8 відділів (*Cyanoprokaryota*, *Euglenophyta*, *Dinophyta*, *Cryptophyta*, *Chrysophyta*, *Bacillariophyta*, *Xanthophyta*, *Chlorophyta*). Найбільшим видовим багатством характеризувалися відділи *Chlorophyta* (43% загальної кількості ввт) та *Bacillariophyta* (29%). Менш різноманітні у видовому відношенні *Cyanoprokaryota* (12%). Частка водоростей інших відділів у фітопланктоні протягом досліджуваного періоду коливалась в межах 2–6%.

У сезонній динаміці фітопланктону верхньої частини Канівського водосховища можна виділити весняний, декілька літніх та осінній піки чисельності та біомаси водоростей: (Задорожна, 2016). Кількісні показники фітопланктону протягом весняного періоду 2018 р., який характеризувався високим рівнем води, були низькі, середня біомаса водоростей не перевищувала 0,50 мг/дм<sup>3</sup>.

Подальший розвиток планктонних водоростей при зниженні рівня води характеризувався декількома підйомами біомаси та високим інформаційним різноманіттям (2,1–3,9 біт/екз.) у літній період. При цьому домінуючий комплекс був полідомінантним та формувався синьозеленими, діатомовими і динофітовими водоростями. Максимальне значення біомаси фітопланктону становило 5,87 мг/дм<sup>3</sup>, та домінувала центрична діатомея *Stephanodiscus hantzschii* (58% біомаси), тоді як у попередні роки на досліджуваній ділянці у літній період домінували дрібноклітинні синьозелені водорості з родів *Microcystis*, *Aphanizomenon*, *Anabaena*, які зумовлювали «цвітіння» води на ділянці. В цілому, середні значення чисельності та біомаси фітопланктону протягом весняно-літнього періоду 2018 р. становили 6,4 млн. кл/дм<sup>3</sup> і 1,43 мг/дм<sup>3</sup>, тоді як за аналогічний період минулого року ці значення були більш ніж на порядок вищі.

Отже, фітопланктон верхньої частини Канівського водосховища у 2018 р. був представлений 108 ввт, які відносились до 8 відділів, Провідна роль у формуванні видового багатства планктонних водоростей належала *Chlorophyta*, *Bacillariophyta* і *Cyanoprokaryota*.

Показано, що у весняний період 2018 р., який характеризувався високим рівнем води, розвиток фітопланктону був слабким, біомаса не перевищувала 0,50 мг/дм<sup>3</sup>. Таким чином, можна припустити, що у рівнинних водосховищах помірного поясу поряд із температурним чинником, який визначає тривалість вегетаційного періоду фітопланктону, рівневий режим є одним із ключових чинників кількісного розвитку планктонних водоростей.

**Іванова Н. О.**

*Інститут гідробіології НАН України, Київ, Україна  
e-mail: ivanova\_n\_a@ukr.net*

## **ХАРАКТЕРИСТИКА СЕДИМЕНТАЦІЙНОГО РЕЖИМУ ВОДОСХОВИЩА САСИК**

Визначення кількості завислих у воді речовин є обов'язковим компонентом моніторингових досліджень будь-якого водотоку або водойми. Саме кількість зависей, їх фракційний склад, часова і просторова динаміка мають визначальний вплив не лише на абіотичні фактори, а й на біотичну складову водних екосистем.

Для водосховища Сасик на сучасному етапі його існування дослідження седиментаційного режиму є вельми важливим. Актуальність даного питання та результати моделювання зміни концентрації мінеральної частини зависей у водосховищі розкрито в роботі (Іванова, 2017). Визначено, що на сьогодні найбільш впливовими факторами формування кількості завислих речовин для водосховища є: водообміні процеси, а саме надходження зависей з водою по каналу Дунай-Сасик та зі стоком річок Когильник і Сарата; переробка берегів; скаламучування донних відкладів; седиментація завислих речовин; а також продукування органічної речовини.

Метою даної роботи є аналіз динаміки показника вмісту завислих у воді речовин в часі та по акваторії, а також визначення особливостей умов формування седиментаційного режиму водосховища на сучасному етапі. В роботі використано моніторингові дані Дунайської гідрометеорологічної обсерваторії<sup>1</sup>, Лабораторії моніторингу вод та ґрунтів Одеського ОВР<sup>2</sup> та власні натурні дослідження автора<sup>3</sup>, що проводились на 18 станціях по акваторії водойми в різні сезони протягом 2013–2015 років.

Відбір проб проводився з поверхневого шару води батометром, а аналіз – згідно з ДСТУ ISO 5667-15:2007 та з використанням стандартних методик. Одночасно виконували спостереження за температурою води, визначали прозорість, колір води та характеристики фітопланктону, що дозволило визначити взаємозв'язки між цими показниками і вмістом зависей, які наведені в роботах (Іванова, 2016; Vilous, 2016).

Для подальшого аналізу попередньо зазначимо, що в існуванні водойми виділяємо етап лиману-озера (до 1978 року) та етап водосховища, який власне і розглядаємо в даній роботі. Останній поділяється на період становлення (фази активного перетворення, іригації та стабілізації) та сучасний період (з 2001 р.). За деякими гідрологічними та іншими характеристиками водойму ділимо на північний (верхів'я), центральний та південний райони.

Аналіз даних показав, що найменша багаторічна кількість завислих у воді речовин в усі досліджувані періоди на різних постах спостерігається взимку (табл. 1). Це обумовлено, по-перше, мінімізацією біопродуктивності екосистеми водойми, внаслідок чого зменшується органічна складова зависей. По-друге, в холодний період року в основному відсутнє надходження дунайської води до водосховища, а під час льодоставу зменшується потрапляння в склад зависей матеріалу переробки берегів.

В період становлення постійні спостереження за складом води проводилися лише в північному районі водосховища. За цей час значення показника зависей змінювалися в межах від 10 до 176 мг/дм<sup>3</sup>. Максимальне з середньосезонних значень припадає на весну і складає 58,8 мг/дм<sup>3</sup> (див. табл. 1). Це можна пояснити тим, що в даний період штучно підтримувався регульований водообмін, при якому заповнення водосховища дунайською водою часто відбувалося навесні.

В сучасний період на цьому ж посту максимальне з середньосезонних значень припадає вже на літній сезон (112,5 мг/дм<sup>3</sup>) і воно майже вдвічі більше за максимальне значення попереднього періоду. Межі коливань показника в ці роки також збільшуються і складають від 10 до 365 мг/дм<sup>3</sup>.

Таблиця. 1. Динаміка кількості завислих речовин у воді Сасика, мг/дм<sup>3</sup>

Досліджувана ділянка	Сезон року			
	Весна	Літо	Осінь	Зима
Північний район водойми (с. Борисівка) <sup>1</sup> :				
- період становлення (1987–1999 рр.)	58,8	52,58	51,97	43,55
- сучасний період (2001–2013 рр.)	92,64	112,5	76,90	36,82
Північний район водойми (с. Трапівка) <sup>2</sup> :				
- сучасний період (2011–2018 рр.)	80,25	79,33	90,71	56,13
Канал Дунай-Сасик, гирло <sup>2</sup> (2013–2018 рр.)	53,33	149,57	45,63	29,50
Вся акваторія водосховища <sup>3</sup> (2013–2014 рр.)	111	49,01	42,83	-

За даними моніторингу на іншому посту в с. Трапівка в останні роки максимальне середнє значення показника характерне для осіннього сезону (90,71 мг/дм<sup>3</sup>). Діапазон коливань показника в північному районі за ці роки зменшився і становить 14 – 224 мг/дм<sup>3</sup>. В цей же час в каналі Дунай-Сасик, який впадає в південний район водойми, найбільше з середньосезонних значень показника спостерігається влітку і складає 149,57 мг/дм<sup>3</sup>.

За дослідженнями автора в 2013–2014 рр. максимальне середнє значення по всій акваторії водойми спостерігалось навесні (111 мг/дм<sup>3</sup>), що пов'язано з активним наповненням водойми дунайською водою під час спостережень. Окрім цього варто відзначити значний відсоток органічної частки зависей в цей сезон (табл. 2).

Таблиця. 2. Середньосезонні концентрації завислих у воді речовин, мг/дм<sup>3</sup> за районами водосховища Сасик

Сезон	Літо 2013		Осінь 2013		Весна 2014		Літо 2014	
	Мінеральна частка	Органічна частка	Мінеральна частка	Органічна частка	Мінеральна частка	Органічна частка	Мінеральна частка	Органічна частка
Район								
Північний	19,33	12,93	37,03	14,13	15,80	83,10	8,49	26,62
Центральний	22,75	13,30	21,49	23,26	56,06	27,89	52,76	54,28
Південний	25,61	15,52	11,56	19,72	119,98	51,12	18,44	17,12
Водосховище (діапазон)	14,5–40,1	6,93–20,33	0,23–51,77	7,37–44,3	15,8–180,9	13,37–83,1	3,63–184,8	5,07–104,5

Діапазон зміни показника за весь період спостережень на різних станціях становив 21,1 – 335,27 мг/дм<sup>3</sup>. Майже завжди відзначалося домінування мінеральної частки у зависях. Органічна складова переважала в північному районі навесні та влітку 2014 р. під час роботи каналу Дунай-Сасик, а в центральному та південному районах – восени 2013 р. при відсутності надходження дунайської води (див. табл. 2).

Окрім сезонних коливань та зміни показника в різних частинах водойми, кількість завислих у воді речовин може різко змінюватися і протягом доби, що зафіксовано нами в травні 2015 р. на тимчасовому посту спостережень в південному районі водосховища (1 км від гирла каналу Дунай-Сасик). Вранці при дії північно-західного вітру кількість зависей тут становила 335,27 мг/дм<sup>3</sup>, о 12 год. при штилі зменшилась до 123,27 мг/дм<sup>3</sup>, а ввечері о 18 год. складала 80,53 мг/дм<sup>3</sup>. При цьому органічна частка зависей становила від 17,6 до 80,53 мг/дм<sup>3</sup>.

Отже, седиментаційний режим водосховища Сасик характеризується нестабільністю та неоднорідністю вмісту завислих у воді речовин в часі та по акваторії, що пояснюється одночасним впливом різноманітних факторів. В останні роки відзначено збільшення органічної частки у зависях Сасика та зміщення за сезонами середнього багаторічного максимуму показника.

Дослідження підтримані програмою розвитку пріоритетних напрямків наукових досліджень НАН України на 2018 р.

Коваленко Ю. О., Шлапак О. О.

Інститут гідробіології НАН України, Київ, Україна  
e-mail: kovalenkoyuliia888@gmail.com; Olga.Shlapak@outlook.com

## ОСОБЛИВОСТІ ФІЗІОЛОГО-БІОХІМІЧНИХ ХАРАКТЕРИСТИК КОРОПОВИХ ВИДІВ РИБ В УМОВАХ ВОДОЙМ УРБАНІЗОВАНИХ ТЕРИТОРІЙ ТА РІЗНОГО СКЛАДУ ПАРАЗИТОЦЕНОЗІВ

Озера м. Києва мають комплексне призначення, багато з них знаходяться у зонах значної урбанізації та використовуються для рекреації і любительського рибальства. Основними джерелами забруднення цих водойм є надходження токсикантів з поверхневим стоком, зливовою каналізацією, точкові джерела забруднення (промислові, побутові підприємства, автозаправки та ін.). Прикладом таких водних об'єктів є озера системи «Опечень» (Оболонський район, м. Києва), які характеризуються істотними порушеннями екологічного та гідрохімічного режимів [1]. Дослідження домінуючих представників іхтіофауни та їх фізіолого-біохімічних показників, порівняння видового складу екто- та ендопаразитів риб у водоймах з різним ступенем антропопресії, актуальні з точки зору пошуку біомаркерів санітарно-паразитологічного стану водойм урбанізованих територій, які зазнають комплексного антропогенного впливу. Маркерними біохімічними показниками можуть бути: вміст глюкози, як джерела енергетичного забезпечення клітин організму; кортизолу – гормону стресу, який бере участь у мобілізації енергетичних сполук, адаптаційних процесах [2], вміст тиреоїдних гормонів (тироксин та трийодтиронін), які беруть участь у регуляції ліпідного обміну та осморегуляції [3].

Мета роботи: встановити особливості змін фізіолого-біохімічних показників риб залежно від різного ступеню забруднення водойм та різних якісних та кількісних показників їх паразитоценозів.

Для визначення фізіологічного стану риб було обрано три озера: Бабине – найчистіше, його використовували як контрольну водойму, та два озера з системи «Опечень» – оз. Кирилівське (Опечень-2), помірно забруднене, та оз. Лугове (Опечень-4), що є суттєво забрудненим [4]. Дослідження проводились з початку травня до кінця червня на найбільш поширених видах риб, а саме: карась сріблястий (*Carassius auratus gibelio* Bloch, 1782) – інвазивний вид; краснопірка звичайна (*Scarbinius erythrophthalmus* Linnaeus, 1758) та плітка звичайна (*Rutilus rutilus* Linnaeus, 1758) – аборигенні види. У плазмі крові риб визначали вміст глюкози з використанням стандартних комерційних наборів «Філісіт-Діагностика» (Україна). Загальний вміст трийодтироніну, тироксину та кортизолу встановлювали імуноферментним методом з використанням наборів «ТЗ-ІФА», «Т4-ІФА» (НВЛ «Гранум», Україна) та «ДС-ІФА-Стероїд-Кортизол» (НВО «Діагностичні системи», Росія) на аналізаторі Rayto RT-2100С.

Дослідна група риб з оз. Кирилівське характеризувалася наступним видовим складом паразитів: карась сріблястий – ектопаразити були представлені інфузоріями роду *Trichodina* (екстенсивність інвазії 100%) та моногеніями роду *Dactylogyrus* (екстенсивність інвазії (EI) 100%, інтенсивністю інвазії (II) 78 екз./особ.). Ендопаразити були представлені цестодою *Saryophyllaeus laticeps* (EI – 14%; II – 1 екз./особ.). Краснопірка звичайна була заражена лише ендопаразитами – цестода *Saryophyllaeus laticeps* (EI – 20%; II – 3 екз./особ.) та метацеркарії *Diplostomum sp.* (EI – 60%; II – 11 екз./особ.). Плітка звичайна – метацеркарії *Diplostomum sp.* (EI – 80%; II – 19 екз./особ.) та *Tylodelphys sp.* (EI – 20%; II – 7 екз./особ.).

В оз. Лугове карась сріблястий був заражений лише ектопаразитами – моногенією роду *Dactylogyrus* (EI – 100%, II – 70 екз./особ.) та *Gyrodactylus* (EI – 20%, II – 4 екз./особ.). Краснопірка звичайна була заражена ектопаразитами – моногенією роду *Dactylogyrus* (EI – 33%; II – 96 екз./особ.) та ендопаразитами – *Diplostomum sp.* (EI – 67%; II – 3 екз./особ.). Плітку звичайну не досліджували.

У карася сріблястого з оз. Бабине (контрольна водойма) були виявлені лише ектопаразити – інфузорії *Trichodina sp.* (EI – 100%) та моногеней роду *Dactylogyrus* (EI – 100%; II – 50 екз./особ.), та риб'яча п'явка – *Piscicola geometra* (EI – 14%; II – 1 екз./особ.). Краснопірка звичайна: ектопаразити – моногеней роду *Dactylogyrus* (EI – 50%; II – 74 екз./особ.), паразитичні інфузорії *Trichodina sp.* (14%), риб'ячі п'явки – *Piscicola geometra* (EI – 14%; II – 3 екз./особ.), паразитичні ракоподібні роду *Lernaea* (EI – 28%; II – 3 екз./особ.), а також ендopаразити – *Diplostomum sp.* (EI – 100%; II – 15 екз./особ.). Плітка звичайна була інвазована ендopаразитами роду *Diplostomum sp.* (EI – 83%; II – 14 екз./особ.).

Таким чином, контрольна водойма характеризувалась нижчими показниками інтенсивності інвазії моногеней роду *Dactylogyrus* у карася сріблястого та краснопірки звичайної (в оз. Кирилівське у краснопірки їх виявлено не було), та вищими показниками екстенсивності та інтенсивності інвазії метацеркарій *Diplostomum sp.* у краснопірки та плітки. В оз. Лугове інфузорії *Trichodina sp.* не були виявлені, проте тільки в оз. Бабине були присутні риб'ячі п'явки, а в оз. Кирилівське – цестоци *Caryophyllaeus laticeps*, що свідчить про існування певних відмінностей водного середовища.

Вміст глюкози у плазмі крові риб з оз. Кирилівське був більшим у карася в 3,6 рази, а у краснопірки на 22,4% порівняно до контролю, проте у плітки у 3 рази нижче. У риб з оз. Лугове вміст глюкози у карася також був більшим у 2,7 разів, а у краснопірки вміст глюкози не мав достовірних відмінностей щодо контролю.

Вміст кортизолу в плазмі крові карася з оз. Кирилівське не мав суттєвих відмінностей відносно контролю, втім у краснопірки рівень цього гормону був більшим на 30,2%, а плітка мала у 4,7 рази нижчий вміст цього гормону в порівнянні до цих видів риб з оз. Бабине (контрольна водойма). У карася з оз. Лугове вміст кортизолу в крові був у 1,7 рази, а у краснопірки в 4,2 рази нижчий порівняно до контролю, що може пояснюватись більш напруженими екологічними умовами існування, через що у краснопірки відбувається інтенсивне корегування обмінних процесів.

Встановлено, що вміст трийодтироніну (Т3) у плазмі крові карася з оз. Кирилівське менший у 4,7 рази, у плітки з цієї водойми вміст Т3 також менший у 2 рази, ніж у цих видів із оз. Бабине. Краснопірка мала більший вміст цього гормону в 2,2 рази порівняно до контролю. Карась з оз. Лугове мав менший вміст Т3 у 1,5 рази, а краснопірка навпроти мала більший вміст Т3 у 2,2 рази відповідно до контролю. Збільшення вмісту Т3 у краснопірки з обох водойм можливо пов'язано з посиленням обміну речовин риб, яке супроводжується вивільненням більшої кількості енергії за впливу несприятливого середовища.

Вміст тироксину (Т4) у плазмі крові карася з оз. Кирилівське у карася вдвічі більший порівняно до контролю, що, імовірно, може бути пов'язаним з посиленням енергетичного обміну. Навпроти, у краснопірки та плітки його вміст був у 2 та 4 рази меншим, порівняно до риб з оз. Бабине.

Таким чином, різні види риб, які мешкають у водоймах урбанізованих територій, характеризувались різною структурою іхтіопараценозів та істотними відмінностями у величинах маркерних біохімічних показників. Найбільш чутливими до дії антропогенного забруднення виявились показники вмісту тиреоїдних гормонів. Виявлені міжвидові відмінності можуть свідчити про різні механізми адаптаційних процесів у риб, які мешкають у водоймах урбанізованих територій. Відмінності пристосування до екологічних чинників між різними видами риб може позначатись на їх поширенні та домінуванні.

Список літератури:

1. Линник П. М., Жежеря В. А., Жежеря Т. П., Іванечко Я. С., Ігнатенко І. І. Гідрохімічний режим озер системи Опечень (м. Київ) // Наукові праці Українського науково-дослідного гідрометеорологічного інституту. 2016. Вип. 269. С. 59–69.

2. Микряков Д. В., Силкина Н. И., Микряков В. Р. Влияние гормона стресса кортизона на окислительные процессы в иммунокомпетентных органах карпа *Cyprinus carpio* L. // Биология внутренних вод. 2007. № 3. С. 84–86.
3. Peter M. C. The role of the thyroid hormones in stress response of fish / M. C. Peter // Gen. Comp. Endocrinol. 2011. Vol. 172. №2. P. 198–210.
4. Упорядкування водоохоронних зон міських водойм на основі екологічної оцінки якості вод / Під заг. редакцією І. В. Панасюка. – Київ, 2016. 94 с.

Публікація містить результати досліджень, проведених за грантом Президента України за конкурсним проектом Ф78/179-2018 від 25.09.2018 Державного фонду фундаментальних досліджень.

**Коржов Є. І.<sup>1,3</sup>, Леонтьєва Т. О.<sup>1,2</sup>**

<sup>1</sup>Херсонська гідробіологічна станція НАН України, Херсон, Україна

<sup>2</sup>Інститут гідробіології НАН України, Київ, Україна

<sup>3</sup>Херсонський державний університет, Херсон, Україна

e-mail: korzhov888@ukr.net, leontieva3394@gmail.com

## **ЗОВНІШНІЙ ВОДООБМІН ЯК ОДИН З ФАКТОРІВ ФОРМУВАННЯ КІЛЬКІСНИХ ПОКАЗНИКІВ ФІТОПЛАНКТОНУ ЗАПЛАВНИХ ВОДОЙМ ПОНИЗЗЯ ДНІПРА**

З метою дослідження впливу зовнішнього водообміну на кількісні показники фітопланктону заплавних водойм пониззя Дніпра нами було обрано ряд водних об'єктів з різною інтенсивністю зміни водних мас та, згідно існуючої класифікації (Тімченко В.М., 2006), поділено їх на 3 групи. До першої групи було віднесено водойми з інтенсивною зміною вод – період водообміну ( $\tau$ ) менше 3 діб. До третьої групи належать водойми з повільним водообміном – більше 15 діб. Інші водойми склали другу групу – з помірним водообміном (3–15 діб). Згідно обраної типізації до першої групи належить Сабецький лиман, друга група об'єднує лимани Стеблівський (верхнє і нижнє плеса), Кардашинський та оз. Кругле, до третьої групи відносяться озера Закитне, Скадовськ-Погоріле (верхнє і нижнє плеса) і Назарово-Погоріле.

Дослідження виконувались у рамках НДР «Вивчення водообміну заплавних водойм пониззя Дніпра як одного з головних факторів функціонування водних екосистем» № держреєстрації: 0216U004028, керівник: к.г.н., м.н.с. Коржов Є. І. Для написання праці слугували дані щосезонних експедиційних виїздів впродовж 2016–2017 рр., оброблено 55 проб фітопланктону.

Кількісні показники розвитку фітопланктону у водоймах першої та третьої груп (згідно середніх показників двох років) характеризуються такими значеннями: питоме видове багатство (ПВБ) – 33 (у різних водоймах від 26 до 43) види і внутрішньовидових таксона (ввт), чисельність (N) – 1,7 млн. кл/дм<sup>3</sup> (коливання від 1,0 до 2,4 млн. кл/дм<sup>3</sup>), біомаса (B) – 1,277 г/м<sup>3</sup> (0,622–2,369 г/м<sup>3</sup>). У флористичному спектрі домінували діатомові (в середньому 36%, при коливаннях 27–42%) і зелені водорості (27%, 24–30%) з помітною часткою синьозелених (19%, 13–24%). Біомасу формували в основному діатомові (44%, 24–57%). Значення індексу Шеннона за чисельністю ( $H_N$ ) та біомасою ( $H_B$ ) склали відповідно 3,45 та 3,08 і свідчили про досить високий рівень вирівняності видів, а також добрий екологічний стан водойми за показниками фітопланктону.

Встановлено, що Сабецький лиман, який відноситься до групи водойм зі швидкою зміною водних мас, має показники, близькі до озер з сповільненим водообміном (озера Закитне, Скадовськ-Погоріле і Назарово-Погоріле). Для більшості з цих водойм характерне домінування діатомових водоростей як навесні, так і влітку, низькі чисельність і біомаса водоростей, а також питоме видове багатство.

Другу групу водойм, з помірним водообміном (3–15 діб), характеризують такі показники фітопланктону: ПВБ – 43 ввт (в різних водоймах від 38 до 47 ввт), чисельність – 35,7 млн. кл/дм<sup>3</sup> (30,5–47,4 млн. кл/дм<sup>3</sup>), біомаса – 5,689 г/м<sup>3</sup> (3,598–6,726 г/м<sup>3</sup>). У флористичному спектрі переважали зелені водорості (36%, при коливаннях 28–41%), майже в рівних частках були присутні діатомові (27%, 25–38%) і синьозелені (24%, 20–29%). Біомасу складала діатомові (25%, 20–32%), синьозелені (25%, 20–34%), зелені (21%, 18–27%), а також евгленові (9%). Значення індексу Шеннона за чисельністю і біомасою становила 3,54 і 4,20.

Характерною рисою є масовий розвиток мікрофлори в літній сезон, домінування зелених водоростей, значно вища біомаса, порівняно з водоймами першої групи, яку складала майже порівну діатомові, синьозелені і зелені водорості.

Проведені дослідження також показали, що швидкість зміни водних мас у заплавах водоймах пониззя Дніпра безпосередньо впливає на розвиток водоростей того чи іншого відділу. Умови, що складаються за певної інтенсивності зовнішнього водообміну, сприяють розвиткові одних водоростей та пригніченню інших.

Кореляційний аналіз між значеннями періоду зовнішнього водообміну та окремих відділів водоростей у більшості випадків вказує на достатньо тісний зв'язок між ними (таблиця).

Коефіцієнти кореляції між окремими частками відділів водоростей та періодом зовнішнього водообміну

Відділи водоростей	<i>Bacil.</i>	<i>Chlor.</i>	<i>Cyan.</i>	<i>Eugl.</i>	<i>Dinop.</i>	<i>Chrysop.</i>
Коефіцієнти кореляції	-0,42	-0,52	-0,02	0,21	-0,69	0,74

Примітка: *Cyan.* – синьозелені, *Bacil.* – діатомові, *Chlor.* – зелені, *Eugl.* – евгленові, *Dinop.* – дінофітові, *Chrysop.* – золотисті водорості

З даних таблиці видно, що з періодом зовнішнього водообміну частка діатомових та зелених мас помірний обернений кореляційний зв'язок. Відмітимо, що ці відділи водоростей майже в усіх пробах води з водойм є домінуючими в усі сезони року.

Синьозелені водорості характеризуються майже відсутністю зв'язку з інтенсивністю водообміну водойм, де вони вегетують. Частка водоростей відділу *Euglenophyta* також має слабкий кореляційний зв'язок з рухом водних мас. Максимальний розвиток водоростей цього відділу може відбуватись у водоймах з періодом зовнішнього водообміну 12–18 діб, їх вміст становить 10–16%. Незначний зв'язок частки водоростей цих відділів з інтенсивністю зміни водних мас свідчить про переважання інших факторів оточуючого середовища на їх розвиток.

Тісну обернену залежність з інтенсивністю зовнішнього водообміну мають дінофітові водорості (див. таблицю). При його посиленні частка водоростей цього відділу збільшується. У водоймах з найбільш інтенсивною зміною вод вміст дінофітових водоростей може зростати до 6–10%. При збільшенні періоду зовнішнього водообміну більше 5 діб їх частка не перевищує 4,5% або вони взагалі відсутні в пробі.

Найбільш тісно з водообміном пов'язані золотисті водорості, коефіцієнт кореляції становить 0,74. Тобто при послабленні водообміну частка цього відділу збільшується.

Таким чином, встановлено, що найбільш тісний зв'язок з інтенсивністю зовнішнього водообміну мають дінофітові та золотисті водорості. Діатомові та зелені мають помірний зв'язок зі значеннями періоду зовнішнього водообміну, а евгленові – слабкий. Вплив інтенсивності водообмінних процесів на частку синьозелених водоростей у флористичному спектрі майже не відмічається.

Автори висловлюють подяку молодшому науковому співробітнику Херсонської гідробіологічної станції Мінаєвій Галині Миколаївні за люб'язно надані матеріали щодо кількісних показників фітопланктону у різнотипних водоймах пониззя Дніпра, які лягли в основу проведених нами досліджень.



**Кофонов К.**

Інститут гідробіології НАН України, Київ, Україна  
e-mail: kirillkofonov16@gmail.com

## **ЗМІНИ БІОХІМІЧНОГО СКЛАДУ ТКАНИН КАРАСЯ СРІБЛЯСТОГО (*CARASSIUS AURATUS GIBELIO* B.) ЗА ДІЇ ПІДВИЩЕНОЇ КОНЦЕНТРАЦІЇ АМОНІЙНОГО АЗОТУ У ВОДІ**

Відомо, що за антропогенного навантаження суттєво погіршується екологічний стан навколишнього середовища, зокрема і водного. Забруднення водою токсичними речовинами впливає на метаболічні процеси у риби, призводить до істотного зниження життєстійкості усіх гідробіонтів, зокрема і молоді риби [1].

В Україні відзначається інтенсивний розвиток міських агломерацій, що супроводжується збільшенням частки населення та площі міст. Функціонування міських водогосподарських комплексів є важливим чинником впливу на кількісні та якісні показники водних ресурсів, роль якого невпинно буде зростати. Показано, що у поверхневих водах басейну Дніпра найбільш істотно змінюється саме вміст біогенних елементів (фосфатних іонів та неорганічних форм азоту). Ці речовини є основною складовою господарсько-побутових стоків. Так встановлено, що вміст амонійного азоту в р. Рось в районі м. Біла Церква, який є місцем проведення наших досліджень, досягає  $0,79 \text{ мг/дм}^3$  [2].

Питання щодо токсичності неорганічних форм азоту, зокрема найтоксичнішої її форми – аміаку, для водяних тварин, особливо для риби, досить широко досліджене і висвітлено в літературі [3]. За проведеними дослідженнями встановлено, що у риби, які були під дією підвищених концентрацій аміаку, проявлялися наступні симптоми: підвищена рухливість, висока швидкість руху, порушення координації, підвищення кількості дихальних рухів, судороги, плавання по спіралі, спроби заковтнути повітря з поверхні води, збільшення слизової секреції у зябрах і на поверхні тіла, крововиливи в зябра і потемніння на шкірі. Показано, що аміак в концентрації у воді вище  $0,2 \text{ мг/дм}^3$  негативно впливає на життєстійкість риби [4]. Але вплив амонійного азоту на фізіолого-біохімічний стан молоді риби досліджено не достатньо.

Тому, метою наших досліджень було визначити зміни загально біохімічних показників молоді карася за хронічної дії високих концентрацій амонійного азоту.

Наші дослідження впливу підвищених концентрацій амонійного азоту у воді на мальків карася проводилося в хронічному токсикологічному експерименті на Білоцерківській експериментальній гідробіологічній станції Інституту гідробіології НАН України. Молодь карася сріблястого (*Carassius auratus gibelio* B.) утримувалася в акваріумах об'ємом  $30 \text{ дм}^3$  з концентрацією амонійного азоту  $1 \text{ мг N/дм}^3$ ,  $2,5 \text{ мг N/дм}^3$ ,  $5 \text{ мг N/дм}^3$  та  $15 \text{ мг N/дм}^3$  протягом 14 діб. Контрольна група риби утримувалася в аналогічному за об'ємом акваріумі з водою з р. Рось, в якій вміст амонійного азоту достовірно менший за  $\text{ГДК}_{\text{рибогосп.}}$ , що становить  $0,1 \text{ мг N/дм}^3$  [5]. Під час проведення експерименту проводилася щоденна підміна води обсягом  $1/3$  від загального об'єму і вносилися відповідна, кратна початковій концентрація хлориду амонію для підтримання сталих умов. Кількість особин, що загинули від дії токсиканту, фіксувалася в протоколі експерименту.

Після закінчення експерименту визначали вміст білка, загальних ліпідів та глікогену в зябрах та м'язах молоді карася. Вміст білка встановлювали за методом Лоурі, рівень загальних ліпідів визначався за допомогою комерційного набору «Загальні ліпіди» виробництва Філісіт-Діагностика, Україна, кількість глікогену антроновим методом. Біохімічні дослідження проводилося спектрофотометричним методом за допомогою спектрофотометра СФ-26.

Відомо, що важливу роль в метаболізмі, рості, розвитку та адаптації риб до токсичного навантаження відіграють білки [6]. В результаті біохімічних досліджень було встановлено, що вміст білку у м'язах за концентрації 1 мг N/дм<sup>3</sup> збільшувався на 7% порівняно до контролю, що пояснюється активізацією обміну речовин у відповідь на дію токсиканту. Проте в зябрах спостерігалось зниження його вмісту на 16%. Вірогідно таким чином зябра приймають активну участь у екскреції аміаку з організму за рахунок хлоридних клітин. За цієї концентрації амонію організм здатний досягати рівня толерантності і активно відбуваються процеси декомпенсації токсичного впливу. За концентрації амонію 2,5 мг N/дм<sup>3</sup>, що становить 2,5 ГДК, відмічено зниження вмісту білку на 21% в обох тканинах (м'язи та зябра). Білок, як альтернативне джерело енергії, утилізується для енергетичного підтримання процесів детоксикації йонів амонію [7]. За 5 та 15 мг N/дм<sup>3</sup> кількість білку знижується на 54% у м'язах та 25–27% в зябрах порівняно з контролем. Це свідчить, що значні концентрації амонійного азоту призводять до деякого виснаження захисних ресурсів молоді карася.

Щодо вмісту загальних ліпідів в м'язах та зябрах при підвищенні концентрації амонію до 2,5 мг N/дм<sup>3</sup> в м'язах їх рівень зростав прямо пропорційно підвищенню концентрації токсиканта та був вищим за контроль 30–40%. Це, вірогідно, відображає адаптаційні зміни в співвідношенні ліпідних компонентів клітинних мембран за дії токсиканту [8], як компенсаційних реакцій на негативний вплив хлориду амонію. Надалі, внаслідок досягнення меж адаптації молоді карася відмічалось зниження вмісту загальних ліпідів на 15–20% при концентрації 5 та 15 мг N/дм<sup>3</sup> амонію. У зябрах адаптивна відповідь носила аналогічний характер. Вміст ліпідів зростав до концентрації 2,5 мг N/дм<sup>3</sup> на 3–6%, а потім знижувався на 20% при 5 мг N/дм<sup>3</sup>. Це підтверджує активну участь зябер в процесах азотного обміну, детоксикації та екскреції аміаку ними.

Щодо змін рівня глікогену, то його вміст як у м'язах, так і в тканинах зябер, мав тенденцію до зниження. У м'язах відмічений на початку його ріст внаслідок активації процесів глікогенезу при концентрації 1 мг N/дм<sup>3</sup>, а потім внаслідок потреб у значних енергетичних витратах на процеси детоксикації амонію зниження в зворотній пропорції до підвищення концентрації до 2,5; 5,0; 15,0 мг N/дм<sup>3</sup> на 27, 37, 41% порівняно до контролю. У зябрах за рахунок активної участі в процесах екскреції та детоксикації амонію вміст глікогену знижувався на 4, 28, 57, 71% відносно контролю по мірі зростання концентрації амонійного азоту. Це свідчить про пропорційне зростання енерговитрат при токсичному навантаженню на організм [9].

Підводячи підсумки роботи можна зробити наступний висновок: молодь карася сріблястого під дією підвищених концентрацій амонійного азоту у воді знаходиться в стані токсичного стресу. На це вказує фізіолого-біохімічний стан їх тканин у цій ситуації. Стрес-реакції підвищують інтенсивність обмінних процесів у риб для забезпечення м'язів більшою кількістю АТФ для підтримки належного енергозабезпечення процесів протидії шкідливій дії токсиканту та утилізації енергетичних субстратів, зокрема глікогену та білків [10]. З результатів видно, що спершу відбувається незначний ріст вмісту білка, а потім їх зниження в тканині м'язів та зябер, що супроводжувався зменшенням вмісту глікогену в них. Це підтверджує активізацію розвитку стрес-реакції, як основного механізму захисту, та з цим значних енергозатрат.

Наші дані з розвитку стрес-реакцій на дію токсикантів різної хімічної природи підтверджуються попередніми дослідженнями [11]. Також з цього випливає, що подібні зміни вмісту енергоємних речовин потенційно можуть бути використані як біохімічні маркери-індикатори, що вказують на наявність токсичного навантаження у водоймі [12], в тому числі і за підвищених рівнів амонійного азоту.

#### Список літератури:

1. Дудник С. В., Євтушенко М. Ю. Водна токсикологія: основні теоретичні положення та їхнє практичне застосування [Монографія] / С. В. Дудник, М. Ю. Євтушенко. – К.: Вид-во Українського фітосоціологічного центру, 2013. – 297 с.
2. Хільчевський В. К., Курило С. М., Дубняк С. С., Савицький В. М., Забокрицька М. Р. Гідроекологічний стан басейну річки Рось / за ред. В. К. Хільчевського. – К.: Ніка-Центр, 2009. – 115 с.
3. Alabaster J. S., Lloyd R. 1980 (ed.) In "Water quality criteria for freshwater fish". Pub. Butterworth London. p. 85-102.
4. Abdalla A., El-Shebly and Heba Allah M. Gad Effect of chronic ammonia exposure on growth performance, serum growth hormone (GH) levels and gill histology of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) J. Microbiol. Biotech. Res., 2011, 1 (4):183-197.
5. Вода рибогосподарських підприємств. Загальні вимоги та норми: СОУ-05.01.-37-385:2006. / [Чинний від 2007-07-16]. – К.: Міністерство аграрної політики України, 2006. – С. 7. – (Стандарт Мінагрополітики України)
6. Мурадова Г. Р., Рабаданова А. И. Динамика содержания белков в сыворотке крови сеголеток карпа при хроническом воздействии тяжелых металлов // Успехи современного естествознания, 2012. - №7. – С.58-62.
7. Потрохов О. С., Зінковський О. Г., Могилевич Н. О. Сезонні зміни загальних біохімічних показників короїв під впливом сполук алохтонного азоту // Рибогосподарська наука України. – 2010. – № 2. – С. 72-79.
8. Шульман Г. Е. ДГК и ненасыщенность липидов у рыб / Г. Е. Шульман, Т. Г. Юнева // Гидробиол. журн. – 1990. – Т. 26, № 6. – С. 50–55.
9. Спотт С. Содержание рыбы в замкнутых системах / С. Спотт. – М.: Легкая и пищевая промышленность, 1983. – 192 с.
10. Гормональный механизм энергообеспечения адаптации рыб к воздействию минерального азота / В. Д. Романенко, А. С. Потрохов // Гидробиол. журн. – 2010. – Т. 46, №6. – С.58–66.
11. Hormonal Regulation of Adaptive Processes in Fishes to Impact of Abiotic factors (a Review) / M. V. Rychera, O. S. Potrokhov // Hidrobiol. Zhurn. – 2016. – Vol. 52, N 1. – P. 92–107.
12. Немова Н. Н. Эколого-биохимическое тестирование водоемов по состоянию рыб / Н. Н. Немова, Р. У. Высоцкая, В. С. Сидоров // Научные аспекты экологических проблем России. – М.: Наука, 2002. Т.1. – С. 215-220.

**Кравцова О. В.**

*Институт гідробіології НАН України, Київ, Україна  
e-mail: kravtsovaolga00@gmail.com*

### **ФЛОРИСТИЧНА СТРУКТУРА ФІТОПЛАНКТОНУ ВОДОЙМ РІЗНОТИПНИХ МІСЬКИХ АГЛОМЕРАЦІЙ**

У зв'язку з інтенсифікацією урбанізаційних процесів проблема збереження біологічного різноманіття та якості водного середовища постає особливо гостро у всіх містах. Фітопланктон, як провідний компонент водних екосистем, використовується в якості індикатора їх стану та для оцінки ступеня антропогенного навантаження. Порівняння видового складу водоростевих угруповань планктону дає змогу розподілити водойми за ступенем дії антропогенних чинників та виділити подібний характер їх впливу.

Мета роботи – зробити порівняльний аналіз флористичної структури фітопланктону водойм різнотипних міських агломерацій.

Дослідження проводились на водоймах міських агломерацій з різним ступенем антропогенного впливу. Вивчено фітопланктон водойм м. Житомира (ставів розташованих у об'єктах природо-заповідного фонду – Крошнянському дендропарку, ставу в ботанічному саду, ставів, що використовуються у рибогосподарських цілях –

«Соколівський» й «Вигода») та м. Києва (озер Бабине та Опечень II (Кирилівське) та ставу у парку «Нивки»), а також м. Біла Церква (стави дендропарку «Олександрія»).

Відбір альгологічних проб здійснювався впродовж вегетаційних сезонів 2016 – 2017 рр. на стаціонарних станціях двічі на місяць (влітку – подекадно). Проби фіксували, концентрували та камерально опрацьовували загальноприйнятими у гідробіології методами [2].

Порівняння флористичного різноманіття фітопланктону досліджуваних водойм на рівні порядків та родів виконували на основі коефіцієнта рангової кореляції Кендела [1], який розраховували за формулою:

$$\tau = \frac{2s}{n(n-1)},$$

де  $s$  – сума рангів провідних порядків (родів), за якими проводиться порівняння систематичної структури фітопланктону двох водойм;  $n$  – кількість пар порівнювальних рангів.

Встановлено, що  $\tau$  змінюється у межах від  $-1$  (повна відмінність флористичних спектрів фітопланктону водойм) до  $+1$  (повна подібність).

Порівняння флористичного різноманіття фітопланктону досліджуваних водойм на рівні порядків за кількістю видів на основі коефіцієнта рангової кореляції Кендела дозволило виділити три групи водойм. У першу групу об'єднались стави №1–3 дендропарку «Олександрія» ( $\tau=0,73-0,75$ ), у другу – водойми з найбільшим антропогенним тиском – озеро Опечень II і Соколівський став ( $\tau=0,67$ ), у третю – водойми лісопаркових та природоохоронних територій – оз. Бабине, став у ботанічному саду ( $\tau=0,76$ ) (рис. 1).

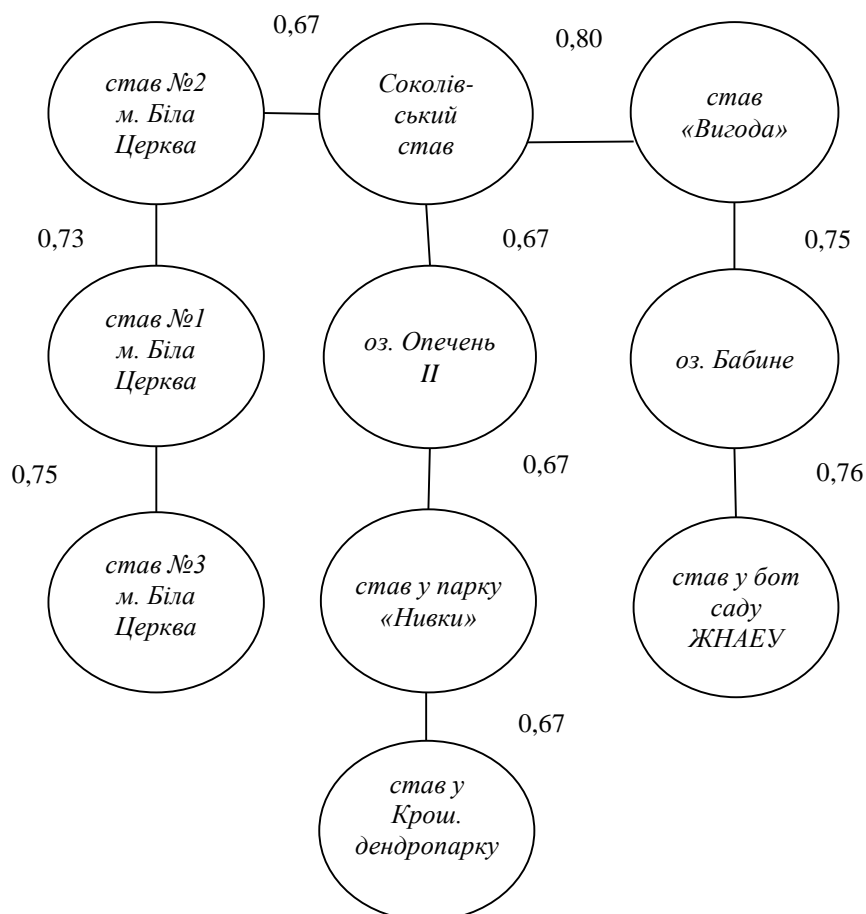


Рис.1. Дендрограма подібності флористичної структури провідних порядків за кількістю видів у фітопланктоні водойм міських агломерацій за коефіцієнтами рангової кореляції Кендела ( $\tau$ ).

Аналогічні закономірності отримані при порівнянні структури провідних порядків за кількістю родів. Так, стави дендропарку «Олександрія» виділені в окрему групу ( $\tau=0,73-0,74$ ), а у іншу стави лісопаркових територій – став у парку «Нивки» та ексдендропарку ( $\tau=0,70$ ).

Використання кластерного аналізу флористичної структури провідних класів за кількістю видів дозволила найбільш чітко виділити водойми різного ступеня антропогенного впливу. У перший кластер об'єднались водойми дендропарку «Олександрія» ( $\tau=0,80-0,89$ ), у другий, як водойми урбанізованих територій, – став Соколівський та озеро Опечень II ( $\tau=0,83$ ), а в третій ( $\tau=0,81-0,82$ ) – водойми лісопаркових та природоохоронних територій (стави у Крошнянському дендропарку, у парку «Нивки» та ботанічному саду).

У відмінний кластер за коефіцієнтом рангової кореляції Кендела ввійшли став «Вигода» та озеро Бабине ( $\tau=0,74$ ). Це пояснюється в першу чергу подібною наповненістю видами відділу Dinophyta: *Ceratium hirundinella* (O. F. Müll.) Bergh, *Sphaerodinium cinctum* (Ehrenb.) Wolosz., *Peridiniopsis berolinense* (Lemmerm.) Bourr., *Peridiniopsis elpatiewskyi* (Ostenf.) Bourr., *Peridiniopsis quadridens* (Stein) Bourr., *Peridinium cinctum* (O. F. Müll.) Ehrenb.

Вважаємо, що використання кластерного аналізу на основі даних отриманих при визначенні коефіцієнта Кендела є репрезентативним методичним підходом при типізації водойм різнотипних міських агломерацій, які знаходяться на територіях з різним ступенем урбанізації.

Список літератури:

1. Шмидт В. М. Статистические методы в сравнительной флористике. – Л.: ЛГУ, 1980. – 176 с.
2. Щербак В. І. Методи визначення характеристик головних угруповань гідробіонтів водних екосистем. 1. Фітопланктон // Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / За ред. В. Д. Романенка. – НАН України. Ін-т гідробіології. – К.: ЛОГОС, 2006. – С. 8–27.

**Кудрявцева Д. О.<sup>1</sup>, Лапась О. В.<sup>2</sup>**

<sup>1</sup>Інститут гідробіології НАН України, Київ, Україна

<sup>2</sup>Інститут клітинної біології та генетичної інженерії НАН України, Київ, Україна  
e-mail: kudryashkadaria@gmail.com

## **ВПЛИВ БІОГЕННИХ ЕЛЕМЕНТІВ НА РОЗВИТОК НАЗЕМНИХ РОСЛИН У ГІДРОФІТНІЙ СПОРУДІ**

В останній час у зв'язку із загальною проблемою забруднення навколишнього середовища підсилюється інтерес до здатності рослин у доочищенні поверхневих і стічних вод. Встановлено, що повтряно-водяні рослини, такі як очерет озерний, рогоз широколистий та ін. здатні поглинати з розчинів екзогенні органічні і навіть токсичні речовини [1]. Використання наземних рослин в гідрофітних спорудах дозволяє створювати відповідні проймаданчики для очищення водойм-охолоджувачів від ксенобіотиків, усунення наслідків аварійних викидів атомних електростанцій, тощо [2]. З іншого боку, розвиток в останній час у багатьох країнах світу «аквапоніки» – вирощування рослин на екзометаболітах риб, також потребує вивчення інтенсивності розкладу та поглинання органічних і мінеральних речовин з водного середовища, їх хімічної будови та ролі цих сполук і їх складових в метаболізмі рослин.

Метою роботи було вивчення впливу біогенних елементів азоту і фосфору на розвиток наземних сільськогосподарських рослин, ячменю та петрушки у гідрофітній споруді плаваючого типу.

Результати аналізу змін якості водного середовища, збагаченого біогенними речовинами при вирощуванні риб, і відстояної води, з ємності водопідготовки БТК, при вирощуванні ячменю та петрушки в умовах гідрфітної системи, наведено у таблиці 1 і 2.

Таблиця 1. Хімічний склад водного середовища збагаченого біогенними елементами при вирощуванні ячменю та петрушки в умовах гідрфітної системи (дослід)

Показники \ Доба	1	3	6	11	13
pH	7,8	7,88	7,18	7,35	7,44
t	25,5	25,5	25,8	26,8	27,1
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> мг/дм <sup>3</sup>	0,15	0,24	0,20	0,19	0,31
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> мг/дм <sup>3</sup>	0,22	1,31	0,03	0,01	0,01
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> мг/дм <sup>3</sup>	20,99	22,00	32,59	11,97	7,33
P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> мг/дм <sup>3</sup>	0,72	0,82	2,00	-	0,92
O <sub>2</sub> мг/дм <sup>3</sup>	6,240	2,67	3,28	-	2,96

Таблиця 2. Хімічний склад відстояної води із міського водопроводу при вирощуванні ячменю та петрушки в умовах гідрфітної системи (контроль)

Показники \ Доба	1	3	6	11	13
pH	7,8	7,78	7,38	7,36	7,42
t	25,7	25,7	25,7	26,6	27,1
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> мг/дм <sup>3</sup>	0,16	0,59	0,15	0,14	0,13
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> мг/дм <sup>3</sup>	0,02	0,01	0,001	0	0
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> мг/дм <sup>3</sup>	0,7	0,56	0,60	1,58	0,025
P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> мг/дм <sup>3</sup>	0,11	0,11	0,12	-	0,11
O <sub>2</sub> мг/дм <sup>3</sup>	6,24	3,04	3,44	-	4,16

Показано, що рівень N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> на вихідному етапі експерименту був подібний. Різниця між дослідом і контролем становила 0,01 мг N/дм<sup>3</sup>, що свідчило про інтенсивний перебіг процесів нітрифікації в оборотній системі вирощування риб. На 3 добу у дослідній ємності відмічено лише незначне збільшення концентрації N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> – 0,09 мг/дм<sup>3</sup>. При цьому у контрольній, на відміну від дослідної ємності, спостерігався стрибок концентрації N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> на 0,43 мг/дм<sup>3</sup>, що супроводжувалося інтенсивним ростом корінців та пагонів ячменю. На шосту добу експерименту при завершенні фази активного росту відмічено вирівнювання масо-розмірних характеристик рослин в обох ємностях. При цьому рівень N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> у ємності із збагаченим середовищем дещо знизився (0,04 мг/дм<sup>3</sup>), а у контрольній – відмічено його падіння (0,44 мг/дм<sup>3</sup>). В подальшому відбувалися процеси розкладу рослин, що зумовило інтенсивний розвиток мікроорганізмів та значне підвищення неорганічних сполук мінерального азоту. Необхідно відмітити зсув цих процесів в контрольній ємності з 11 на 13 добу.

Вміст N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> на 3 добу експерименту у дослідній ємності значно підвищився, порівняно з вихідним значенням, що може бути пов'язано зі зменшенням інтенсивності споживання даного компоненту рослинами внаслідок пригнічення їх росту. Тоді як у контролі, за рахунок активного росту рослин, спостерігалось його значне зниження. З 3-ї по 6-у добу у досліді спостерігався активних ріст рослин, що призвело до різкого зниження вмісту N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> з 1,31 мг/дм<sup>3</sup> до 0,03 мг/дм<sup>3</sup>. У контрольній ємності за цей час вміст N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> практично не змінювався.

Рівень N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> на вихідному етапі експерименту у дослідній ємності перевищував контрольну у 30 разів. Зростання рівня N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> спостерігалось лише на 6-у добу.

Рівень  $P-PO_4^{3-}$  на вихідному етапі експерименту у дослідній ємності перевищував контрольну у 6,8 разів. Різке підвищення рівня  $P-PO_4^{3-}$  (2,4 рази) відбулося між 3 і 6 добою. Можна припустити, що в цей період рослини  $P-PO_4^{3-}$  не споживали.

В подальшому – на 13 добу у досліді та 16 – у контролі зареєстровано зниження рівня розчиненого у воді кисню, що привело до розкладу рослин та початку активного перебігу нітрифікаційних процесів за участю мікроорганізмів.

Необхідно зазначити, що протягом всього експерименту спостерігалось повне домінування рослин ячменю над петрушкою, що виражалося у пригніченому рості останньої.

Таким чином, для вирощування ячменю та петрушки за допомогою гідрофітної споруди оптимальною є вода із помірним вмістом біогенних речовин.

Список літератури:

1. Крот Ю. Г. Использование высших водных растений в биотехнологиях очистки поверхностных и сточных вод // Гидробиологический журнал, 2006. Т. 42. № 1. С. 47–58.
2. Михеев О. М., Лапань О. В., Маджд С. М., Пчеловская С. А. Новый способ конструирования биоплато для очистки водоемов от радионуклидов: сборник научных трудов по материалам VIII Международной научно-практической конференции (г. Белгород 20 ноября 2015 г.). – Белгород: Эпицентр, 2015 – С. 107-113. № 8 Ч IV.
3. Аналітична хімія пeverхневих вод / Б. Й. Набиванец, В. І. Осадчий, Н. М. Осадча, Ю. Б. Набиванець . – К.: Наукова думка, 2007. – 456 с.
4. Фомин Г. С. Вода. Контроль химической, бактериологической и радиационной безопасности по международным стандартам / Г. С. Фомин. – М.: Протектор, 2000. – 848.

***Лапань О. В.<sup>1</sup>, Кудрявцева Д. О.<sup>2</sup>***

*<sup>1</sup>Інститут клітинної біології та генетичної інженерії НАН України, Київ, Україна*

*<sup>2</sup>Інститут гідробіології НАН України, Київ, Україна*

*e-mail: k.lapan@ukr.net*

## **ДОСВІД ВИКОРИСТАННЯ ГІДРОФІТНИХ СПОРУД В УКРАЇНІ**

Вода – один із головних компонентів біосфери. Процес техногенної діяльності людини може призвести до незворотного забруднення природних та/або техногенних водних об'єктів. В наш час якісне та кількісне виснаження водойм, що пов'язано із забрудненням та нераціональним використанням води, набуває характеру глобальної екологічної загрози. Забруднення водних об'єктів відбувається переважно за рахунок скиду до них промислових, сільськогосподарських та побутових відходів, що містять різні поллютанти, що спричиняють мутагенні та канцерогенні ефекти. Для мінімізації негативного впливу на водні екосистеми ксенобіотиків необхідна розробка нових та удосконалення існуючих методів очистки водних об'єктів. Протягом останніх років в багатьох країнах світу відмовляються від традиційних методів очистки стічних вод через їх ненадійність у роботі, складність в експлуатації та високу енергоємність. Тож широкого впровадження набувають методи на основі фітотехнологій, зокрема, метод очистки стічних вод, що базується на використанні процесів природного самоочищення водних систем за допомогою вищих водних рослин, водної мікрофлори та мікроорганізмів. До переваг даного методу відносяться: високий ступінь очищення, екологічна безпечність, низька вартість та мінімальні затрати при будівництві і експлуатації споруди [1–2]. На сьогодні, у різних країнах світу, включаючи Україну, вже експлуатують понад 2,5 тис. біоінженерних споруд. Наприклад, в Данії, Німеччині, Великій Британії вже успішно діють понад 200 біоінженерних споруд. У США лише за період 1988–1993 рр. було побудовано кілька сотень гідрофітних споруд і спеціально

розроблені технологічні регламенти очищення стічних вод для спорудження типу біоплато «Constructed wetland» [3].

Гідрофітні споруди з вищими водними рослинами широко використовують і в Україні, переважно це інженерно-біологічної споруди на основі закритого біоплато гідропонного типу. Фахівцями науково-інженерного центру «Потенціал-4» разом із співробітниками Інституту гідробіології НАН України запропоновано різні типи інженерно-біологічних споруд на основі закритого біоплато гідропонного типу, що знайшли широкого застосування в різних галузях виробництва для очищення та доочищення стічних вод. Ці гідрофітні споруди Інститутом гігієни та медичної екології ім. О. М. Марзєєва НАН України визнані як такі, що забезпечують нормативну якість зворотних вод для водойм господарсько-питного та рибогосподарського використання [4–5].

В Інституті клітинної біології та генетичної інженерії НАН України розроблено нову конструкцію гідрофітної споруди з використанням наземних рослин. В умовах лабораторного експерименту було досягнуто високого рівня очищення води від іонів цинку (II) і кадмію (II). Отримані результати дозволяють розробити алгоритм технології фіторемедіації, відповідно до якої на заключному етапі її застосування в залежності від місця концентрації забруднювача (коренева або стеблова частина) передбачається або вилучати цілком біоплато із водойм і надалі його озолити, або здійснювати періодичні скошування зеленої маси і також піддавати її озоленню [6]. Запропоновану конструкцію гідрофітної споруди можна використовувати з метою очищення водойм-охолоджувачів та інших водних об'єктів від ксенобіотиків, як елемент промайданчика атомних електростанцій для ефективного усунення наслідків аварійних викидів, а також для фітодизайну та зміцнення берегів [7–9].

#### Список літератури:

1. Маджд С. М. Досвід експлуатації гідрофітних споруд в Україні та світі / С. М. Маджд // Наукоємні технології. – 2016. – №2. – С. 228–231.
2. Маджд С. М. Механізми дезактивації забруднюючих речовин в гідробіотехнологічних системах // Водокористування: технології, споруди, менеджмент: III Міжнарод. наук.-практ. конф., 7-9 грудня 2016 р. : тези доп. – К., КНУБА, 2016. – С. 16.
3. Yammer D. A. Designing constructed wetlands system to treat agricultural nonpointsource pollution // Ecol. Eng. – 1992. – 1. – Р. 49–82.
4. Крот Ю. Г., Лековцева Т. И. Оценка эффективности работы биофильтра с водными макрофитами при выращивании рыб // Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту ім. В. Гнатюка. Сер. Біологія. – 2001. – №4 (15). – С. 102–104.
5. Крот Ю. Г. Высшие растения в биотехнологии очистки поверхностных и сточных вод // Гидробиол. журн. – 2006. – 42, №1. – С. 47–61.
6. Міхеєв О. М. Адаптація гідрофітної системи для очистки стічних вод підприємств цивільної авіації / О. М. Міхеєв, С. М. Маджд, О. І. Семенова, Т. І. Дмитруха // Хімія і технологія води. – 2015. – №3 – С.574–581.
7. Міхеєв О. М. Експериментальні основи ризофільтраційного очищення водних екосистем від цезію-137 / О. М. Міхеєв, С. М. Маджд, О. В. Лапань // Хімія і технологія води. – 2017. – №4 – С.439–446.
8. Міхеєв О. М. Новий спосіб конструювання плаваючих біоплато для фітодезактивації стічних вод підприємств цивільної авіації / О. М. Міхеєв, С. М. Маджд, О. В. Лапань // Східно-Європейський Науковий Журнал – Польща: – Варшава, 2016. – № 9.– Р. 135–142.
9. Пат. на корисну модель UA №107555. Біоплато для очищення стічних вод та водойм від радіонуклідів / Міхеєв О. М., Маджд С. М., Лапань О. В., Овсяннікова Л. Г. Зареєстр. 29.12.2015, Бюл. №11 від 10.06.2016.



## ПРИЖИТТЄВИЙ СПОСІБ ВІДБОРУ ГЕМОЛІМФИ ДЕСЯТИНОГИХ РАКІВ (DECAPODA)

На сьогоднішній день інформація щодо сучасного статусу десятиногих раків, їх біологічних і фізіологічних показників у водоймах України обмежена і має фрагментарний характер. Хоча, прісноводні раки – цінні об'єкти аквакультури, рибного господарства, раківництва, а також важливі компоненти біорізноманіття. Виходячи з цього виникає науково-практичний інтерес пошуку біоіндикаторів сучасного статусу раків, дослідження їх фізіологічних реакцій в умовах антропогенного забруднення водойм.

Відомо, що склад формених елементів і хімічних речовин в гемолімфі, її рН, змінюються в залежності від росту та розвитку раків і впливу чинників довкілля, тому аналіз гемолімфи можна використовувати як важливий показник фізіологічного стану десятиногих раків.

З огляду даних літератури встановлено, що для прижиттєвого відбору біологічного матеріалу переважно використовують дорослих особин раків. Зразки відбирають з наступних органів і частин тіла: гонади, перша пара ходильних ніг (клешня або плеопода I), п'ята пара ходильних ніг (переоподи Y), антени (вусики), плавальні кінцівки (плеопода або черевні ноги) (Edsman, 2002; Alaranta, 2006; Soroca, 2008; Межжерин и др., 2012; Maguire, 2014; Khoshkholgh, Nazari, 2015; Kalayci, Akhan, 2016). При цьому способі раків в живому вигляді повертають до водойми, з якої вони були вилучені.

Наразі відомий спосіб прижиттєвого способу відбору гемолімфи ракоподібних методом пункції вентрального синусу раків (Іванов и др., 2011). Недоліком цього способу є те що відбувається значне травмування дослідних тварин, в результаті якого піддослідна особина може загинути.

В основу в основу нашого дослідження поставлена задача розробити прижиттєвий спосіб відбору гемолімфи у представників десятиногих раків (*Decapoda*) для гістологічних досліджень, який би зменшив травматизм і забезпечив підвищений рівень виживання піддослідних тварин.

Найбільш близьким (прототипом) є спосіб прижиттєвого відбору біологічних проб, але для виділення ДНК у довгопалого рака (*Astacus leptodactylus* Esch.) з метою проведення молекулярно-генетичних досліджень (Слуквин, 2016). Сутність якого передбачає найменш травматичне отримання біологічного матеріалу для генетичних досліджень шляхом видалення (ампутування) у дорослих раків частини п'ятої ходильної ноги (переоподи Y). Пропонований нами спосіб відрізняється, тим, що передбачає ампутацію 1/3 частини ходильної ноги (переоподи Y) десятиногих раків з метою отримання краплин гемолімфи, яку використовують для виготовлення мазка.

Даний спосіб відбору гемолімфи випробували на базі науково-дослідної лабораторії гідробіології, іхтіології та радіобіології науково-дослідного інституту біології Дніпровського національного університету імені Олеся Гончара в рамках д/б теми № 0118U006319.

Об'єктом досліджень були дорослі особини мармурових раків *Procambarus virginalis* (Луко, 2017).

При прижиттєвому відборі гемолімфи ракоподібних для виготовлення мазків та подальшої морфологічної оцінки гемоцитів потрібно мінімізувати вплив зовнішніх чинників на організм рака та чітко дотримуватися запропонованої схеми підготовки мазків:

1. Відбір раків.  
2. Фіксація (раків нерухомо закріплювали на рівній поверхні).  
3. Відбір гемолімфи. Відбирають гемолімфу прижиттєво шляхом ампутації 1/3 частини ходильної ноги (переоподи Y). Після ампутації частини ходильної ноги необхідно зачекати одну секунду до появи краплини рідини на місці на зрізі ноги рака. Варто відмітити, що гемолімфа раків характеризується високою швидкістю аглютинації, тому втрачає свою текучість вже після 3–5 с після ампутації. У зв'язку з цим всі процедури з відбору гемолімфи потрібно проводити швидко.

4. Нанесення гемолімфи на скло. На одне предметне скло від одного рака наносили гемолімфу, яку розтягували покривним скельцем на 10–15 мм вздовж скла. Бажано користуватися однакою способом нанесення гемолімфи на скло – від кінця ребра вздовж предметного скла вліво – для спрощення подальшої мікроскопії. На одне скло – проба від одного рака.

5. Висихання. Тривалість висихання мазка залежить від об'єму відібраної гемолімфи та приміщення. Головне – досягнути відсутності липкості мазка, щоб подальша хімічна фіксація не знищила гемоцити. Пропонуємо: не менше 30–60 хвилин висихання при кімнатній температурі та на теплому повітрі перед обігрівачем до припинення липкості мазка – 5–10 хвилин. Висушування менше ніж 30 хвилин призведе до змивання гемоцитів фіксатором. Після висихання мазки фарбують.

Усі маніпуляції з ракоподібними при відборі гемолімфи необхідно виконувати в гумових рукавицях на руках і марлевих пов'язках на обличчі.

Отже, у результаті проведених досліджень був винайдений прижиттєвий спосіб відбору гемолімфи десятиногих раків (*Decapoda*), який реалізується з живими раками, безпосередньо вилученими з води або на березі водойми. Він передбачає найменше травмування піддослідних ракоподібних при отриманні гемолімфи шляхом ампутації стерильними ножицями у дорослих особин 1/3 частини п'ятої ходильної ноги (переоподи Y). Експериментальним шляхом встановлено, що величина ампутації 1/3 частини п'ятої ходильної ноги дозволяє отримати достатню кількість гемолімфи для виготовлення мазка. При цьому, як показали дослідження, дана процедура відбору гемолімфи є безпечною для життя тварин.

За необхідності у раків вимірюють морфометричні показники, зважують, визначають плодючість самиць, а також проводять діагностику інфекційних і паразитарних хвороб. Раки після біологічного аналізу та відбору гемолімфи можуть бути випущені до водойми. Встановлено, що відновлення ампутуваних ділянок п'ятої ходильної ноги у раків відбувається за рахунок регенерації вже після наступної линьки.

Публікація містить результати досліджень, проведених за грантом Президента України за конкурсним проектом Ф75/142 Державного фонду фундаментальних досліджень «Репродуктивний потенціал інвазійних гідробіонтів водойм Придніпров'я та їх вплив на формування біопродуктивності» (ДР №0118U006319).

**Маренков О. М., Сандул А. М.**

Дніпровський національний університет імені Олеся Гончара, Дніпро, Україна  
e-mail: gidrobions@gmail.com

## **БІОЛОГІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА ТЮЛЬКИ *CLUPEONELLA CULTRIVENTRIS* (NORDMANN, 1840) ЗАПОРІЗЬКОГО ВОДОСХОВИЩА**

Тюлька чорноморсько-азовська *Clupeonella cultriventris* (Nordmann, 1840) (синонім *Clupeonella delicatula* (Nordmann, 1840)). відноситься до родини Оселедцеві –

*Clupeidae*. Має широку та коротку голову, тіло дуже стиснуте з боків, очі невеликі. Розповсюджена практично по всій акваторії дніпровських водосховищ.

Загальний обсяг вилову тюльки у каскаді водосховищ Дніпра складає 283,471 т. (2017 рік), що говорить про масову натуралізацію даного виду та можливість подальшого використання з промисловою метою. До Запорізького водосховища тюлька потрапила в 1958 році, натуралізувалася та активно наростила свою чисельність. Обсяг промислового вилову тюльки чорноморсько-азовської у Запорізькому водосховищі в 2017 році складав 80,56 т, що становить 4% від загального промислового вилову риб по водосховищу. За виловом даного виду Запорізьке водосховище в Дніпровському каскаді поступається лише Кременчуцькому водосховищу, де її річний вилов становив 162 т.

Науково-дослідна робота проводилась в березні 2017 року, аналізу піддавалися особини, вилучені тюльковим неводом під час проведення меліоративного промислового вилучення тюльки. Вилов риби проводили в Запорізькому водосховищі поблизу с. Старі Кодаки. На повний біологічний аналіз використано 1218 екз. тюльки. Для визначення біолого-екологічних показників тюльки чорноморсько-азовської використано наступні ознаки: загальна довжина (L), промислова довжина (l), загальна маса (m), маса без нутрощів. Прораховані коефіцієнти: коефіцієнт вгодованості за Фультоном (K<sub>ф</sub>), за Кларк (K<sub>к</sub>) та гонадосоматичний індекс (ГСІ). Біологічні показники дослідних особин наведені в таблиці.

Біологічні показники тюльки чорноморсько-азовської Запорізького водосховища

Вік	Стать	Довжина (L), см	Промислова довжина (l), см	Маса (m), г	Маса без нутрощів, г	K <sub>ф</sub>	K <sub>к</sub>	ГСІ
1+	♂	$4,97 \pm 0,12$ 3,8–5,4	$4,09 \pm 0,10$ 3,1–4,5	$0,64 \pm 0,04$ 0,29–1,0	$0,56 \pm 0,04$ 0,27–0,88	0,94	0,82	3,13
	♀	$5,19 \pm 0,08$ 4,7–5,7	$4,28 \pm 0,07$ 3,8–4,7	$0,68 \pm 0,03$ 0,41–0,95	$0,58 \pm 0,04$ 0,35–0,78	0,87	0,74	2,94
2+	♂	$6,06 \pm 0,03$ 5,7–6,7	$5,03 \pm 0,03$ 4,7–5,8	$1,18 \pm 0,02$ 0,88–1,54	$1,08 \pm 0,03$ 0,77–1,7	0,93	0,85	3,39
	♀	$6,17 \pm 0,03$ 5,8–7,0	$4,91 \pm 0,08$ 2,0–6,0	$1,24 \pm 0,01$ 1,01–1,57	$1,11 \pm 0,01$ 0,87–1,51	1,05	0,94	4,03

Примітки: у чисельнику – середні значення, у знаменнику – мінімальні й максимальні значення.

Дволітки. Самці. Середньовиважена довжина (L) самців тюльки становила  $4,97 \pm 0,04$  см та коливалася в діапазоні від 3,8 до 5,4 см. Маса особин (m) складала  $0,64 \pm 0,02$  г. Величина коефіцієнту вгодованості за Фультоном (K<sub>ф</sub>) була 0,94 одиниць, за Кларк (K<sub>к</sub>) – 0,82. На момент відбору матеріалу величина ГСІ самців тюльки в середньому сягала 3,13 одиниць.

Самки. Середньовиважена довжина самок тюльки становила  $5,19 \pm 0,03$  см та коливалася у межах від 4,7 до 5,7 см. Маса особин складала  $0,68 \pm 0,01$  г. Величина коефіцієнту вгодованості за Фультоном була 0,87 одиниць, за Кларк – 0,74. На момент відбору матеріалу величина ГСІ самок тюльки в середньому сягала 2,94 одиниць.

Трилітки. Самці. Середньовиважена довжина самців тюльки складала  $6,06 \pm 0,03$  см та коливалася в діапазоні від 5,7 до 6,7 см. маса особин складала  $1,18 \pm 0,02$  г. Величина коефіцієнту вгодованості за Фультоном була 0,93, за Кларк – 0,85. На момент відбору матеріалу величина ГСІ самців тюльки в середньому сягала 3,39 одиниць.

Самки. Середньовиважена довжина самок тюльки складала  $6,17 \pm 0,03$  та коливалася у межах від 5,8 до 7 см. Маса особин складала  $1,24 \pm 0,01$  г. Величина коефіцієнту вгодованості за Фультоном була 1,05 одиниць, за Кларк – 0,94. На момент відбору матеріалу величина ГСІ самок тюльки в середньому сягала 4,03 одиниць.

Співвідношення статей поряд з статевим диморфізмом є важливою характеристикою роздільностатевих популяцій. Загальне співвідношення статей для всіх вікових груп тюльки чорноморсько-азовської складало ♂:♀ – 1,1:0,9.

Таким чином, нами досліджено біологічні показники тюльки Запорізького водосховища, які вказують на задовільні умови існування даного виду. На нашу думку, подальші дослідження біології та екології тюльки чорноморсько-азовської Запорізького водосховища необхідно проводити із дослідженням її репродуктивного потенціалу та харчових взаємовідносин з іншими видами риб.

Публікація містить результати досліджень, проведених за грантом Президента України за конкурсним проектом Ф75/142 Державного фонду фундаментальних досліджень «Репродуктивний потенціал інвазійних гідробіонтів водойм Придніпров'я та їх вплив на формування біопродуктивності» (ДР №0118U006319).

**Марценюк В. М.<sup>1</sup>, Марценюк В. О.<sup>2</sup>**

<sup>1</sup> Інститут гідробіології НАН України, Київ, Україна

<sup>2</sup> Тернопільський національний педагогічний університет ім. В. Гнатюка  
e-mail: wmarzenuk@gmail.com

### **ЕНЕРГЕТИЧНИЙ СТАТУС ТКАНИН ОКУНЯ РІЧКОВОГО *PERCA FLUVIATILIS* L. ЗА ДІЇ ПІДВИЩЕНОЇ МІНЕРАЛІЗАЦІЇ ВОДИ**

Підвищення середньостатистичної температури повітря і води, яке спостерігається в останні десятиліття, окрім безпосереднього впливу, несе за собою ряд супровідних проблем, зокрема спричиняє підвищення мінералізації та зміну йонного складу гідроекосистем. Окрім кліматичних змін, на концентрацію йонів та їх співвідношення впливає недостатність атмосферних опадів та забруднення водойм стічними водами (содових та металургійних заводів), разом з якими у водойми потрапляють токсичні сполуки та біогенні елементи, які з кожним роком лише накопичуються. Це призводить до зростання мінералізації води та негативно діє на життєдіяльність гідробіонтів, що виражається у деградації популяцій, порушенні екологічної рівноваги через зміну фізіолого-біохімічного статусу риб.

В останні роки з'явилася численна кількість робіт, які засвідчують істотне екологічне значення окремих абіотичних чинників для гідробіонтів, особливо для риб. В цих роботах показано зв'язок між змінами інтенсивності проходження метаболічних реакцій та зміною способу життя в онтогенезі протягом річного циклу, зокрема при голодуванні риб та дозріванні статевих продуктів тощо. Проте, незважаючи на актуальність розкриття механізмів біохімічної адаптації риб, вплив підвищеної мінералізації водойм на генерування енергії у водних організмів вивчено недостатньо.

Саме тому особливої уваги заслуговують дослідження інтенсивності генерування енергії, зокрема у складі АТФ, в організмі риб за підвищеної мінералізації води. Кількість цієї енергії є визначальною для адаптації водних організмів до дії екологічних чинників.

Виходячи з вищезгаданого, метою дослідження було встановити вміст та співвідношення аденілових нуклеотидів у тканинах окуня річкового *Perca fluviatilis* L. за дії підвищеної мінералізації води.

Дослідження проведено на дворічках окуня річкового *Perca fluviatilis* L. на Білоцерківській експериментальній гідробіологічній станції Інституту гідробіології НАН України. Риб поміщали в експериментальні акваріуми об'ємом 75 дм<sup>3</sup>. Різний ступінь мінералізації, а саме 1,0 г/дм<sup>3</sup>, 1,5 г/дм<sup>3</sup> та 2,0 г/дм<sup>3</sup> отримували за рахунок внесення у воду з р. Рось, мінералізація якої становила 0,5 г/дм<sup>3</sup>, відповідної кількості

солей, до складу яких входять йони елементів, частка яких є найбільшою у визначенні мінералізації водойми. Такими солями слугували  $\text{CaCl}_2$ ,  $\text{MgSO}_4$ ,  $\text{KI}$  та гідрокарбонат натрію  $\text{NaHCO}_3$ . Контролем слугував акваріум із річковою водою. Період аклімації риб становив 14 діб, що є достатнім для формування адаптивної відповіді на дію стрес-чинника. Риб під час експерименту годували мальком чебачка амурського.

Після 14-добової аклімації риб відбирали тканини печінки, зябер і м'язів та в подальшому їх гомогенізували. Визначення концентрації АТФ, АДФ та АМФ у тканинах відповідних органів проводили методом висхідної одновірної тонкошарової хроматографії на силікагелевих пластинках «Sorbfil» з використанням системи розчинників: 1,4-діоксан, ізопропанол, аміак, вода у співвідношенні 4 : 2 : 1 : 4.

Наважку кожного органу ( $0,50 \pm 0,05$  г) змішували з рівним об'ємом 0,6 Н хлорної кислоти. Далі суміш центрифугували при 4000 об./хв. протягом 10 хв. і відбирали 0,5 мл супернатанту. Останній нейтралізували 0,06 мл 2М розчину  $\text{K}_2\text{CO}_3$ . Прозорий надосадовий розчин наносили в кількості 0,03 мл на пластинку для хроматографії. Хроматографію проводили протягом 60–90 хв. Плями нуклеотидів визначали під ультрафіолетовим світлом та елюювали їх із пластин 3 мл 0,1 Н соляної кислоти протягом 30 хв. Елюат спектрофотометрували при  $\lambda=260$  нм.

Розраховували відсоткове співвідношення аденілових нуклеотидів у тканинах окуня та їх сумарний вміст. Кількість неорганічного фосфору в тканинах визначали за методом Фіске-Суббароу.

Статистичну обробку даних проводили з використанням програм Statistica 10.0 та програми Excel із пакету Microsoft Office.

Встановлено, що в м'язах окуня із підвищенням мінералізації води до  $2,0$  г/дм<sup>3</sup> знижувався вміст АТФ у 1,68 раза та сума аденілатів у 1,51 раза щодо контролю. Подібні зміни спостерігалися і щодо інших компонентів аденілатної системи, а саме супроводжувалися зниженням вмісту АДФ за мінералізації води  $2,0$  г/дм<sup>3</sup> в 1,62 раза щодо контролю та тенденцією до підвищенням рівня АМФ у м'язах окуня по мірі підвищення мінералізації води. Цей перерозподіл може свідчити про інтенсивне використання енергії в м'язах окуня та суттєві зміни в метаболізмі аденілатів. Також зазначені зміни можуть вказувати на пригнічення ресинтезу АТФ у мітохондріях міоцитів окуня та недостатнє транспортування йонів кальцію у міоцити.

Щодо співвідношення аденілатів у м'язах окуня, то зафіксовано вірогідне ( $P \leq 0,05$ ) зниження частки АТФ в 1,22 раза щодо контролю за мінералізації води  $2,0$  г/дм<sup>3</sup>, та суттєве підвищення частки АМФ у 2,11 раза при співвідношенні АТФ:АДФ:АМФ – 50%:28%:22%, проти АТФ:АДФ:АМФ – 61%:29%:10% у контролі.

Зазначені зміни вказують на суттєву реорганізацію метаболізму аденілатів у м'язах окуня. Це може негативно відобразитися як і на біоенергетичному стані міоцитів риб, так і на їх руховій активності в цілому. Також підвищення частки аденозинмонофосфату в 2,1 раза щодо контролю вказує на переважання енергозатратних процесів над енергогенеруючими. Не виключено, що відповідні зміни спричинені інгібуванням анаболічних процесів у метаболізмі аденілатів та уповільненим використанням продуктів окиснювального фосфорилування (Furspan P., 1984; Скулачев В.П., 1962).

Зябра окуня на підвищення мінералізації води реагували поступовим вірогідним ( $p \leq 0,05$ ) зниженням концентрації АТФ, яка за мінералізації  $2,0$  г/дм<sup>3</sup> була меншою за контроль у 1,75 раза. Вміст АДФ практично не змінювався із підвищенням мінералізації води, а концентрація АМФ зростала та при  $2,0$  г/дм<sup>3</sup> перевищувала контроль у 1,26 раза. При цьому сумарний вміст аденілових нуклеотидів вірогідно ( $p \leq 0,05$ ) знижувався відповідно до підвищення мінералізації води.

Зниження активності СДГ та ЦО у зябрах окуня вказують на пригнічення активності циклу трикарбонних кислот та дихального ланцюга електронів, а активність ЛДГ при цьому вірогідно підвищується. Це дає змогу припустити, що основним шляхом

генерування АТФ у зябрах окуня при підвищення мінералізації води є гліколіз. Проте, як зазначалось вище, гліколітичне фосфорилування за дії несприятливого чинника не настільки ефективно, як окиснювальне. Тому відповідні зміни можна вважати пристосувальним механізмом для забезпечення нормальної життєдіяльності на час дії негативного чинника. АТФ-азна активність у зябрах коропа за цих умов вірогідно зростає, що може свідчити про інтенсивний гідроліз АТФ цим ферментом для забезпечення процесів осмотичної регуляції. Це яскравий приклад того, що в умовах підвищеної мінералізації швидкість використання АТФ набагато вища за її ресинтез.

Щодо співвідношення макроергів у зябрах, то зафіксовано зниження частки АТФ та підвищення частки АДФ, які за мінералізації води 2,0 г/дм<sup>3</sup> склали АТФ:АДФ:АМФ – 46%:36:18% проти 55%:26%:19% у контролі. Очевидно, частка АДФ підвищується за рахунок дефосфорилування АТФ. Аналіз отриманих результати вкотре підтверджує інтенсифікацію енергозалежних процесів у зябрах окуня та обмеження швидкості окиснювального фосфорилування в мітохондріях [S. Sangiao-Alvarellos, 2003; Fatma A.S., 2008]. Підвищення мінералізації води у цьому випадку може спричинити обмеження дихання мітохондрій і окислювального фосфорилування, що часто відбувається за рахунок стимуляції перекисного окиснення ліпідів в клітині (Шульман Г.И., 2001; Федоненко, Т.В., 2012).

Зазначені зміни можна розглядати як прояви адаптивних реакцій зябер окуня до дії підвищеної мінералізації води, оскільки отримані зміни мають концентраційно залежний характер.

У печінці окуня зафіксовано вірогідне ( $p \leq 0,05$ ) підвищення концентрації АТФ в 1,32 рази від контролю за мінералізації води 2,0 г/дм<sup>3</sup>. Вміст АДФ у міру підвищення мінералізації води знижувався, та за максимальної її величини був меншим від контролю в 1,37 рази. Щодо низькоенергетичного фосфату, то мінералізація води 1,0 г/дм<sup>3</sup> стимулювала початкове зниження концентрації АМФ в 1,30 рази щодо контролю. Надалі із підвищенням мінералізації води вміст АМФ зрівнявся із контролем за максимальної концентрації солей у воді. Сумарний вміст аденілатів у печінці окуня практично не змінювався з підвищенням мінералізації води, що свідчить про їх взаємокомпенсацію. Натомість зафіксовано суттєві зміни у співвідношенні аденілових нуклеотидів. Так, за максимальної мінералізації співвідношення АТФ:АДФ:АМФ становило 62%:20%:18% проти 51%:30%:19% у контролі.

Аналізуючи отримані дані, варто відмітити підвищення частки АТФ та зниження частки АДФ. Очевидно, за підвищення мінералізації води у печінці окуня активується фосфорилування низькоенергетичних фосфатів, зокрема АДФ, внаслідок чого підвищується кількість АТФ. Не виключено також, що причиною цього може бути інгібування гідролізу АТФ. У будь-якому разі, зазначене відсоткове співвідношення аденілатів є нетиповим, оскільки різниця між АДФ та АМФ дуже мала. Це може бути своєрідною реакцією на підвищення вмісту солей у воді. Проте цей баланс у системі АТФ:АДФ:АМФ свідчить про суттєві зміни біоенергетичного стану печінки окуня.

**Медовник Д. В.**

*Інститут гідробіології НАН України, Київ, Україна  
e-mail: medovnyk@nas.gov.ua*

## **ВИДОВИЙ СКЛАД ІХТІОФАУНИ АНТРОПОГЕННО ТРАНСФОРМОВАНОЇ МАЛОЇ РІЧКИ ПОЧАЙНА (М. КИЇВ)**

Встановлено, що якісна структура іхтіофауни малих річок значною мірою залежить від характеру і ступеню їх антропогенної трансформації. До найбільш порушених водотоків може бути віднесена р. Почайна, що протікає урбанізованими

територіями в межах м. Київ і у XIX–XX ст. була фрагментована на систему штучних озер Опечень, сполучених підземними колекторами [1]. Лише низов'я вказаної річки, між оз. Йорданське та зат. Вовкувата (р. Дніпро, Канівське вдсх.), було збережено у вигляді водотоку, на більшості протяжності поміщеного в бетонні підземні й відкриті колектори. Таким чином, зазначений каналізований водотік має характерні гідрологічні умови за край значного ступеню антропогенної трансформації. З'ясування структури його іхтіофауни має значення для дослідження адаптації риб до існування в малих річках урбанізованих територій.

Вивчення якісного складу іхтіофауни (2016–2018 рр.) показало наявність у р. Почайна 16 видів риб, супердомінантом серед яких була верховодка звичайна (*Alburnus alburnus* (L., 1758) (57% відносною чисельності риб), сумісно з якою домінував пічкур звичайний (*Gobio gobio* (L., 1758) (16%), тоді як субдомінантами виступали гірчак європейський (*Rhodeus amarus* (Bloch, 1782) (8%) та багатоголкова колючка південна (*Pungitius platygaster* (Kessler), 1859 (7%). Звичайними видами були карась сріблястий (*Carassius gibelio* (Bloch), 1782 (4%), триголкова колючка звичайна (*Gasterosteus aculeatus* (L., 1758) і бичок пісочник (*Neogobius fluviatilis* (Pallas, 1814) (по 2%), поодинокі зустрічались також в'язь звичайний (*Idus idus* (L., 1758), плітка звичайна (*Rutilus rutilus* (L., 1758), краснопірка звичайна (*Scardinius erythrophthalmus* (L., 1758), лящ звичайний (*Abramis brama* (L., 1758), щипавка звичайна (*Cobitis taenia* (L., 1758), морська голка пухлощока (*Syngnathus nigrolineatus* (Eichwald, 1831), окунь звичайний (*Perca fluviatilis* (L., 1758), головешка ротань (*Perccottus glenii* (Dybowski, 1877) і тупоносий бичок західний (*Proterorhinus semilunaris* (Heckel), 1837).

Слід зазначити, що всі чотири види риб, які набули масового розвитку в умовах досліджуваного водотоку, належать до короткоциклових видів та відзначаються порівняно значними екологічною пластичністю і резистентністю до несприятливих абіотичних чинників. В той же час вони істотно розрізняються за спектром живлення та особливостями розмноження, що може знижувати конкуренцію між ними та дозволяти їх відтворення в межах малої річки.

Екологічна структура менш чисельних видів риб також відзначалась різноманітністю. Стосовно відношення до швидкості течії, в р. Почайна за часткою видів переважали лімнофіли (50%), тоді як за відносною чисельністю – індіференти (59%). За спектром живлення найбільша кількість видів належала до зообентофагів (38%), однак найвищої чисельності набули зоопланктофаги (57%). Короткоциклові види риб переважали середньоциклових за кількістю (69%) та особливо за чисельністю (97%), що є типовим для зарегульованих ділянок малих річок [2]. Порівняно з істотною часткою інвазивних видів (38%), їх відносна чисельність була менш значною (13%).

Слід відзначити також порівняно значну частку видів риб, що певною мірою виявляють турботу про потомство – виношуючі, гніздові види та остракофіли склали відповідно 7, 33 і 7%. Загалом серед них переважали інвазивні представники, зокрема такі саморозселенці, як багатоголкова колючка південна, триголкова колючка звичайна, морська голка пухлощока і тупоносий бичок західний, а також небажаний інтродуцент головешка ротань.

Всі відмічені види риб були притаманні також системі озер Опечень [3], що дозволяє припустити їх потрапляння до р. Почайна внаслідок покатної міграції. Загалом серед видів риб, яким притаманні сезонні міграції між малими річками та водоймами, набула масовості лише короткоциклова верховодка звичайна, тоді як статевозрілі особини середньоциклових в'язя звичайного, плітки звичайної і ляща звичайного зустрічались поодинокі. В той же час протягом вегетаційного періоду в досліджуваній річці та прилеглий до її гирла ділянці водосховища відзначена масовість цьоголітків верховодки, плітки і ляща, що дозволяє припустити істотну роль системи озер Опечень як резервату для вказаних видів риб, а р. Почайна як транзитного коридору до Канівського вдсх.

Резидентна іхтіофауна р. Почайна була представлена виключно короткоцикловими видами, серед яких домінуюче положення займали пічкур звичайний, гірчак європейський і багатоголкова колючка південна. Це підтверджує результати досліджень інших малих річок м. Київ, де в іхтіофауні зарегульованих ділянок також спостерігались тривидові домінуючі комплекси, утворені типовим для малих водотоків реофілом пічкурком звичайним та еврибіонтними лімнофілами, зокрема інвазивними [4].

Таким чином, порівняно значне видове різноманіття іхтіофауни каналізованої ділянки малої річки зумовлене її транзитним значенням для міграції окремих аборигенних видів риб та можливістю самостійного проникнення до неї інвазивних представників. Підтримання популяцій за вказаних умов властиве виключно короткоцикловим еврибіонтним видам риб.

Список літератури:

1. Романенко О. В., Арсан О. М., Кіпніс Л. С., Ситник Ю. М. Екологічні проблеми Київських водойм і прилеглих територій. – К.: Наукова думка, 2015. – 192 с.
2. Романенко В. Д., Медовник Д. В. Видова та екологічна характеристика іхтіофауни малих річок урбанізованих територій // Гідробіол. журн. – 2017. – Т. 53, № 4. – С. 3–12.
3. Причепя М. В., Медовник Д. В. Сучасний стан іхтіофауни озера Кирилівське. // Біологічні дослідження – 2017. Збірник наукових праць VIII Всеукраїнської науково-практичної конференції з міжнародною участю «Біологічні дослідження – 2017». – Житомир, 2017. – С. 97–100.
4. Медовник Д. В. Міжвидові відносини інвазивних та аборигенних видів риб у малих річках урбанізованих територій. // Наук. зап. Терноп. пед. ун-ту. Сер. Біологія. – 2018, №2 (73). – С. 170–174.

**Набокін М. В.**

*Український науковий центр екології моря, Одеса, Україна  
e-mail: m.nabokin1@gmail.com*

## **СТАН МЕЗОЗООПЛАНКТОНУ ОДЕСЬКОЇ ЗАТОКИ ЧОРНОГО МОРЯ У 2017–2018 РР.**

Мезозoopланктон (МЗП) є суттєвим компонентом біоценозу Одеської області. Він представляє важливу ланку харчового ланцюгу водойм, є єдиним зовнішнім джерелом харчування для личинок риб, відчутною частиною раціону молоді та використовується в їжу дорослими рибами-фільтраторами. Окрім цього, організми МЗП є дуже чутливими до стану навколишнього середовища та одними з перших реагують на його зміни, що дає можливість для використання їх як індикатора стану акваторії.

Хоча дослідження МЗП Одеської затоки мають тривалу історію та почалися ще у другій половині XIX сторіччя, в останні роки вони мали досить епізодичний характер. Метою цієї роботи є дослідження та оновлення даних щодо сучасного стану МЗП Одеської затоки, із визначенням таксономічного складу, рівня та сезонної мінливості кількісних показників цього угруповання.

Відбір проб здійснювався на двох реперних точках, розташованих в Одеській затоці – пляж Аркадія (46°26,0' пн.ш.; 30°46,03' с.д.) та Мис Малий Фонтан (46°26,03' пн.ш.; 30°46,07' с.д.) з інтервалом в 1 тиждень, за винятком тих випадків, коли здійснити відбір не дозволяла погода, протягом усього 2017 року та у січні-серпні 2018 року. Проби відбиралися за стандартною методикою (Методи гідроекологічного дослідження..., 2006). Біомаса визначалася за допомогою рівняння алометричного росту (Алімов, 1989). Якість вод визначалася по кількісним показникам МЗП



відповідно до рекомендацій міжнародного проекту EMBLAS II та Водної рамкової директиви (Water Framework Directive, 2000).

За 2017 рік та протягом періоду досліджень у 2018 році в Одеській затоці було ідентифіковано 46 та 45 таксонів відповідно. В пробах фіксувалися таксони *Protozoa* (1), *Ciliophora* (1), *Foraminifera* (1), *Rotatoria* (3), *Ctenophora* (2), *Hydrozoa* (2), *Copepoda* (16), *Cladocera* (5), *Ostracoda* (1), *Malacostraca* (3), *Chaetognatha* (1), *Chordata* (3), організми меропланктону (10) та ін. (2). Усього за період спостережень було зафіксовано 51 таксон, що включають у себе морські, солонуватоводні та прісноводні організми з переважанням морських.

Розвиток МЗП у першому півріччі 2017 року був типовим для регіону: зимовий період відзначався малим видовим розмаїттям і чисельністю організмів. Великої кількості сягали тільки ротифери роду *Asplanchna*, одинично зустрічалися дорослі копеподи та їх наупліальні та копеподитні стадії та організми меропланктону – личинки поліхет, бівальвій, цїрріпедій. Навесні в зоопланктоні домінували ротифери роду *Asplanchna*, личинки вусоногих раків і двостулкових молюсків, циклопоїди *Oithona davisae*, каляноїди роду *Acartia*. До кінця червня з планктону майже повністю зникли коловертки у прибережних районах, збільшилась чисельність копепод роду *Acartia* а також динофлагелляти *Noctiluca scintillans*. У липні чисельність останньої сягала найбільших за 10 років показників, доходячи на короткий період до 233 тис. екз./м<sup>3</sup>. В середньому за липень чисельність ноктилюки становила 40824 екз./м<sup>3</sup>. Частка її у сумарній біомасі зоопланктону протягом червня-липня становила у середньому 96,9 % (в середньому за рік цей показник дорівнював 61 %), що свідчить про підвищений рівень евтрофікації у літній період. Восени після повернення до норми рівня ноктилюки на початку серпня, в кінці місяця та у вересні спостерігався осінній максимум розвитку МЗП, представленого здебільшого організмами меропланктону та інвазивною копеподою *Oithona davisae*.

У зимовий період 2018 року спостерігалися низька чисельність та розмаїття МЗП, в пробах регулярно відмічалися лише копеподи родів *Acartia* та *Oithona* та організми меропланктону. навесні розвиток МЗП настав значно пізніше, лише з початком квітня, що пов'язано з погодними умовами, та був представлений коловертками роду *Asplanchna* та меропланктоном. Весняний максимум розвитку, звичайний для травня, настав у червні. Копеподи демонстрували малу кількість та були здебільшого представлені лише двома родами – *Acartia* та *Oithona*.

Щодо кількісних показників, то чисельність кормового МЗП (без урахування гетеротрофної динофлагелляти *Noctiluca scintillans*) протягом 2017 року коливалися від 110 екз./м<sup>3</sup> у липні до 5808 екз./м<sup>3</sup> у червні та склала у середньому 2043±2260,9 екз./м<sup>3</sup>. Біомаса коливалася у межах від 1,19 мг/м<sup>3</sup> у липні до 70,91 мг/м<sup>3</sup> у лютому та в середньому за рік склала 20,48±24,49 мг/м<sup>3</sup>. Такі малі показники влітку пов'язані з дуже високим рівнем розвитку ноктилюки, який більш детально розглянуто у іншій публікації автора цих тез (Набокін, 2018а). За досліджуваний період 2018 року чисельність коливалася від 180 екз./м<sup>3</sup> в січні до 40 496 екз./м<sup>3</sup> у травні під час весняного максимуму розвитку МЗП та склала у середньому за період 5456±9526 екз./м<sup>3</sup>. Біомаса коливалася від 1,03 мг/м<sup>3</sup> у січні до 225,15 у липні та склала у середньому за період 42,62±62,44 мг/м<sup>3</sup>.

Індекс різноманітності за Шенноном у 2017 році коливався від 0,07 у липні, коли у пробах переважала ноктилюка, до 2,1 у серпні та вересні, коли спостерігався осінній максимум розвитку МЗП та склав у середньому за рік 1,12. У січні-серпні 2018 року індекс Шеннону коливався від 0,22 у березні до 2,08 у травні та склав у середньому 1,47, що демонструє незначне покращення у порівнянні з минулим роком.

Щодо сезонної мінливості (разом із флагеллятою *N. scintillans*), то взимку 2017 та 2018 рр. чисельність складала у середньому 2802 та 703 екз./м<sup>3</sup> відповідно, біомаса – 35,494 та 9,41 мг/м<sup>3</sup>. Навесні 2017 та 2018 років чисельність складала 2737 та 11 042 екз./м<sup>3</sup>

відповідно, біомаса – 21,903 та 30,396 мг/м<sup>3</sup>. Влітку – 196 159 і 4622 екз./м<sup>3</sup> та 3549,879 і 88,036 мг/м<sup>3</sup>. Восени 2017 року чисельність та біомаса складала 1228 екз./м<sup>3</sup> та 8,699 мг/м<sup>3</sup>.

На підставі отриманих даних по кількісним показникам зоопланктону була дана оцінка стану вод Одеської затоки. За показником загальної біомаси МЗП стан спільноти у 2017 році можна оцінити як "Дуже поганий" ("Bad"). Стан спільноти у досліджуваний період 2018 року можна оцінити як "Поганий" ("Poor"). За показником індексу Шеннона стан акваторії у 2017 та 2018 роках можна оцінити як "Поганий" ("Poor") та "Задовільний" ("Moderate") відповідно. За показником біомаси *N. scintillans* стан акваторії у 2017 році оцінюється як "Поганий" ("Poor"), а у 2018 році як "Відмінний" ("High").

**Пархоменко О. О.**

*Інститут гідробіології НАН України, Київ, Україна  
e-mail: parkhomenko8alex@gmail.com*

## **РІВНІ РАДІОНУКЛІДНОГО ЗАБРУДНЕННЯ <sup>137</sup>Cs КАРАСЯ СРІБЛЯСТОГО В ВОДОЙМАХ ІВАНКІВСЬКОГО РАЙОНУ, КИЇВСЬКОЇ ОБЛАСТІ**

Велика частина північно-західних територій Київської області з надзвичайно високою щільністю радіонуклідного забруднення, не увійшла до зони відчуження, і за ступенем забруднення <sup>137</sup>Cs віднесена до зон посиленого радіаційного контролю та безумовного гарантованого відселення. Але динаміка радіоекологічної ситуації у водних екосистемах на цих територіях практично не досліджена. І на теперішній час нами були вибрані декілька водойм, які знаходяться в Іванківському районі Київської області. Територія зазнала значного радіаційного впливу внаслідок аварії 1986 року на Чорнобильській АЕС. В даних водоймах рівні забруднення риб могли бути досить значними. За попередніми дослідженнями встановлено, що забруднення риб поза зоною відчуження зумовлене здебільшого радіонуклідом <sup>137</sup>Cs [1]. Метою роботи було встановлення рівнів радіонуклідного забруднення домінуючого виду риб у водоймах Іванківського району Київської області.

Дослідження проводили в 2017 році. Серед досліджених водойм було виділено дві водойми, розташовані, згідно з атласом України радіонуклідного забруднення [2], на територіях, які мають різні рівні забруднення. Так як офіційних назв ці водойми не мають, нами були присвоєні їм назви Став і Лісове озеро. Лісове озеро – дистрофне лісове озеро з атмосферним водопостачанням і площею 4900 м<sup>2</sup>. По берегу ростуть рогіз широколистий та очерет звичайний. У водоймі вегетує рдесник плаваючий. Щільність забруднення площ водозбору становить 555–1480 кБк/м<sup>2</sup>. Став – атмосферний став штучного походження з рівномірною глибиною близько 1,5 м і площею 5300 м<sup>2</sup>. Водопостачання атмосферне. Берегова лінія заросла очеретом звичайним та кугою озерною. Наприкінці вегетаційного сезону до 95% не зарослого повітряно-водяними рослинами дзеркала водойми заростає рдесником плаваючим та елодеєю канадською з домінуванням останнього виду. Став має щільність забруднення площ водозбору 40-100 кБк/м<sup>2</sup> [2].

На теперішній час питома активність <sup>137</sup>Cs в особинах домінуючого виду в Лісовому озері знаходиться у діапазоні від 278 до 930 Бк/кг. Середнє значення становить 447 Бк/кг. Основна кількість досліджених особин мала питому активність, що коливається в межах 323–403 Бк/кг. Навіть мінімальне значення питомої активності майже в 2 рази перевищує допустимий законодавством рівень вмісту <sup>137</sup>Cs у рибі, який становить 150 Бк/кг. Максимальне встановлене значення перевищує – у 6 разів. Натомість, в сусідній водоймі забруднення карася сріблястого <sup>137</sup>Cs не перевищувало 17 Бк/кг, що в 55 рази менше ніж у сусідній водоймі. Найменше значення питомої активності у особинах карася сріблястого з Лісового озера в 16 разів нижче максимального у іншій водоймі.

Таким чином, рівень вмісту <sup>137</sup>Cs у карасі сріблястому залежить від щільності радіонуклідного забруднення площі водозбору водного об'єкту. Встановлені значення

перевищення допустимих рівнів вмісту  $^{137}\text{Cs}$  для всіх досліджених особин карася сріблястого в Лісовому озері. Відповідно до «Порядку здійснення державного моніторингу вод» від 19 вересня 2018 р. № 758 [3], рекомендовано включити її до водних об'єктів державного радіоекологічного моніторингу.

Список літератури:

1. Пархоменко О. О. Сучасні рівні радіонуклідного забруднення риб у водоймах різного трофічного статусу // Сучасна гідро екологія: місце наукових досліджень у вирішенні актуальних проблем: Збірник матеріалів III наук. – практ. конф. для молодих вчених, Київ, 6 – 7 жовтня 2016. – С. 45 – 46.
2. Атлас України. Радіонуклідне забруднення. Мін-во надзвичайних ситуацій України, 2011. – 52 с.
3. Порядок здійснення державного моніторингу вод – постанова Кабінету міністрів від 19 вересня 2018 р. № 758. Електронний ресурс: <http://zakon.rada.gov.ua/laws/show/758-2018-п>.

**Петровський О. О.**

*Дніпровський національний університет імені Олеся Гончара, Дніпро, Україна  
e-mail: hydro-dnu@ukr.net*

### **ЗООБЕНТОС ІХТІОЛОГІЧНОГО ЗАКАЗНИКА БАЛКА ВЕЛИКА ОСОКОРІВКА**

Заказник Балка Велика Осокорівка Дніпропетровської області – іхтіологічний заказник, який створено в 1982 році. Загальна площа – 2 тис. га. Іхтіологічний заказник є місцем нересту та нагулу плітки, ляща, сазана та судака.

Дослідження стану зообентосу проводили у вегетаційний період 2017 року. Проби зообентосу відбирали дночерпаком Екмана-Берджі (із площею захвату  $0,004 \text{ м}^2$ ) та гідробіологічними сачками-скребками (діаметр обруча сачка-скребка – 20–25 см), якими більш зручніше відбирати проби на мілководних ділянках водосховища на глибині до 1,0–1,5 м. На кожній станції відбирали по дві проби штанговим черпаком та одну пробу гідробіологічним сачком-скребком за стандартною методикою [1, 2].

Донних мешканців фіксували в 4% розчині формаліну. Ґрунт промивався скрізь сітку з дрібновічкового млинового газу. Зважування проводили на торсійних вагах за групами. Визначення видового складу здійснювали за допомогою мікроскопів МБ-1 та МБС-1. При дослідженні угруповань макрзообентосу розраховувались середні величини чисельності та біомаси, які визначались як середньо арифметичні показники, де зустрічався зазначений вид протягом періоду дослідження. Для кожного виду визначалась також зустрічальність, що виражає відсоток проб, де був зустрінутий вид, від загальної кількості проб, які було відібрано протягом всього періоду досліджень на певній станції. Цей показник розраховувався за формулою:  $P = (m / n) 100\%$ , де  $m$  – кількість проб (станцій), на яких зустрічався даний вид,  $n$  – загальна кількість проб (станцій).

В результаті польових досліджень зообентосу по сезонах 2017 р. було ідентифіковано 87 видів зообентосу, які відносились до 12 груп. Кількісний розвиток зообентосу значною мірою визначає субстрат, на якому розвиваються організми. Найменша кількість видів відмічена – на мулах профундалі та у замулених ділянках літоралі, найбільша – в заростях рослинності літоральної зони.

У Запорізькому водосховищі виділяють такі типи донних біоценозів: піщаний, замулений пісок, мули, друзи дрейсен, та біоценоз заростей вищої водної рослинності. В балці Плоска-Осокорівка домінують мули з незначним вмістом піску. На таких ґрунтах суттєво переважають личинки хірономід, які інколи досягають інтенсивного розвитку: так, у р. Осокорівка влітку біомаса олігохет досягала  $62,5 \text{ г/м}^2$ . Середня

біомаса на таких ґрунтах була 11,16 г/м<sup>2</sup>, а доля олігохет у середньому – 65,53 % (в залежності від ступеню забруднення сірководнем, швидкості течії та характеру вищої водної рослинності). Достатньо низьке видове різноманіття зафіксовано на виході з балки. А також біля с. Тернівка: частка олігохет у загальній біомасі складала від 75,4 % до 90 %, а частка рр. *Einfeldia*, *Tanytarsus*, *Chironomus* досягали 15,1 %.

Біля с. Тернівка видовий склад хірономід не змінювався, але досягав максимального розвитку – 4,92 г/м<sup>2</sup>, з котрих 81,6 % складала дрібні та середні личинки хірономід.

На слабо замуленому піску спостерігали біоценози двох видів дрейсени (*Dreissena bugensis*, *Dr. polymorpha*), яка є субстратом для нересту гірчака звичайного та споживається пліткою, лящем, сонячним окунем. У середній частині балки взимку 2016 року біомаса м'якого зообентосу складала в середньому – 15,2 г/м<sup>2</sup>, а в літній період 2017 року знижувалась до 5,1 г/м<sup>2</sup>, що пов'язано з активним живленням риб.

Середня біомаса зообентосу балки Плоска-Осокорівка сягнула 12,2 г/м<sup>2</sup>.

Таким чином, показники розвитку зообентосу впродовж року та у літоральній частині балки Плоска-Осокорівка відповідає водоймам високої кормності. У санітарній гідробіології значення бентосу оцінюється дуже позитивно, як колосальний біофонд кормової бази риб, таких як плітка, лящ, сазан, плоскирка, а так само молюски є потужним фактором біофільтра, беручи активну участь в природному самоочищенні водойми.

В подальшій нашій роботі планується проводити постійний моніторинг даної ділянки водойми, оскільки існує проект побудови перевантажувального терміналу з відвантаженням зернових та олійних культур на річковий транспорт ТОВ СП «НІБУЛОН», який буде розташовано в Запорізькій області в частині балки Плоска-Осокорівка, що не відноситься до іхтіологічного заказнику.

Список літератури:

1. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / Під ред. В. Д. Романенко – К., 2006. – 628 с.
2. Жадин В. И. Методика изучения донной фауны водоемов и экология донных беспозвоночных) / В. И. Жадин // Жизнь пресных вод СССР. – М.: Наука, 1956. – Т.4. – Ч.1. – С. 279–382.

**Подругіна А. Б., Гончарова М. Т.**

*Інститут гідробіології НАН України, Київ, Україна*  
*e-mail: ecos\_inhydro@ukr.net*

### **СТІЙКІСТЬ ПРИРОДНОЇ ТА ЛАБОРАТОРНОЇ ПОПУЛЯЦІЇ ГАМАРИД *CHAETOGAMMARUS ISCHNUS* (STEBBING) ТА *PONTOGAMMARUS ROBUSTOIDES* (SARS) ДО ДІЇ АМОНІЙНОГО АЗОТУ**

При штучному відтворенні водних ракоподібних якість водного середовища значною мірою залежить від продуктів метаболізму тварин та залишків кормів, які складають основну компоненту його забруднення. При цьому в системах культивування ракоподібних відбувається значне накопичення сполук неорганічного азоту. До найбільш розповсюджених форм неорганічного азоту у водному середовищі відноситься амонійний азот, особливо його неіонізована форма, яка характеризується токсичними властивостями і є небезпечною для ракоподібних [1, 3]. Тому важливим є визначення стійкості гамарид до дії надмірних концентрацій амонійного азоту при їх культивуванні в регульованих системах.

Дослідження проводилися на природній та лабораторній популяціях гамарид *Chaetogammarus ischnus* (Stebbing, 1898) і *Pontogammarus robustoides* (Sars, 1894) двох розмірно-вікових груп (4–9 та 10–17 мм). Природна популяція була відловлена у Київському водосховищі (урочище Толокунь, липень 2016 р., температура води – 25°C) і протягом 7 діб проходили аклімацію у ємностях об'ємом 100 дм<sup>3</sup>, середовище – відстояна водопровідна вода (температура 25 ± 1°C, рН – 8,2, кисневий режим 7–8 мг/дм<sup>3</sup>), фотоперіод 12С:12Т, корм – «Tetramin». Лабораторна популяція протягом багатьох поколінь була адаптована до умов підвищеного вмісту амонійного азоту (2,0–5,0 мг N/дм<sup>3</sup>) у водному середовищі.

Рівень резистентності гамарид до дії амонійного азоту досліджували при концентраціях 0,39, 1,56, 6,25, 12,5, 25,0, 37,5 та 50,0 мг N/дм<sup>3</sup>. Тривалість експерименту становила 48 год, рівень рН та вміст NH<sub>4</sub><sup>+</sup> контролювали один раз на добу [2]. Розрахунковим шляхом визначали концентрацію аміаку [4].

Встановлено, що досліджувані види гамарид обох популяцій виявляють досить високу резистентність до вмісту амонійного азоту у водному середовищі. Так, при інтервалі концентрацій NH<sub>4</sub><sup>+</sup> від 0,39 до 12,5 мг N/дм<sup>3</sup> природна популяція гамарид характеризується стабільно низьким рівнем смертності, який не перевищує 10–30 %.

За дії більш високих концентрацій амонійного азоту, що перевищують 12,5 мг N/дм<sup>3</sup>, відмічено посилення внутрішньовидової диференціації особин за розмірно-віковою приналежністю. Резистентність гамарид *Ch. ischnus* старшої вікової групи до дії NH<sub>4</sub><sup>+</sup> перевершує показники молодших особин, тоді як у *P. robustoides* різниця у токсикорезистентності між досліджуваними розмірно-віковими групами є менш вираженою. При цьому гамариди *Ch. ischnus* природних популяцій проявляють більш високу резистентність в порівнянні з *P. robustoides*.

Лабораторна популяція обох видів гамарид, особливо старшої вікової групи, має стабільно низький рівень смертності (8–11 %) в діапазоні концентрацій NH<sub>4</sub><sup>+</sup> від 0,39 до 25,0 мг N/дм<sup>3</sup>. Серед популяцій *Ch. ischnus* і *P. robustoides* за умов подальшого підвищення концентрації NH<sub>4</sub><sup>+</sup> більш висока виживаність притаманна *Ch. ischnus*, як у особин старшої так і молодшої розмірно-вікової груп. При цьому найменшою стійкістю до підвищеного вмісту NH<sub>4</sub><sup>+</sup> у водному середовищі >6,25 мг N/дм<sup>3</sup>, порівняно з іншими видами гамарид, характеризується молодь лабораторної популяції *P. robustoides*. За період спостережень у діапазоні концентрацій NH<sub>4</sub><sup>+</sup> 0,39–6,25 мг N/дм<sup>3</sup> у цієї групи рачків виявлено прояви канібалізму, що може вказувати на подразнюючу дію чинника. При цьому найбільш агресивною поведінкою відрізняється чутливіший вид – *P. robustoides*. Дане явище може бути пов'язано з поведінковими реакціями рачків на цьому етапі розвитку.

Адапована популяція гамарид *Ch. ischnus* (у порівнянні з природною) в інтервалі концентрацій NH<sub>4</sub><sup>+</sup> від 0,39 до 37,5 мг N/дм<sup>3</sup> для обох розмірно-вікових груп рачків проявляє нижчий рівень смертності і характеризується більшою стійкістю (у 3 рази) до вмісту йонів амонію.

Розраховані у заданому градієнті концентрацій амонійного азоту значення медіанної летальної концентрації (ЛК<sub>50</sub><sup>48</sup>) природної популяції молодшої та старшої розмірно-вікової групи *Ch. ischnus* становлять 24,5 та 33,5 мг N/дм<sup>3</sup>, у *P. robustoides* – 20,1 і 26,0 мг N/дм<sup>3</sup> відповідно. Адапована популяція гамарид *Ch. ischnus* характеризується більш високою резистентністю до підвищеного вмісту NH<sub>4</sub><sup>+</sup> порівняно з *P. robustoides*. Значення медіанної летальної концентрації для молодшої розмірно-вікової групи *Ch. ischnus* становить 37,5 N/дм<sup>3</sup>, що в 2,2 рази перевищують відповідний показник у *P. robustoides*, а за рівнем чутливості старших розмірно-вікових груп *P. robustoides* поступається особинам *Ch. ischnus* відповідно в 1,4 рази.

Як відомо, токсичний вплив амонійного азоту на водяних тварин зумовлено насамперед вмістом у водному середовищі NH<sub>3</sub>. Кількість останнього залежить від концентрації йонів амонію, величини рН і температури води. Міжвидові відмінності у резистентності гамарид до дії амонійного азоту стосуються і NH<sub>3</sub>.

Проведені дослідження показали, що гамариди *P. robustoides* і *Ch. ischnus* виявляють високу резистентність до вмісту амонійного азоту у водному середовищі. Критичним рівнем для природних популяцій гамарид обох видів можна вважати вміст  $N-NH_4^+ > 12,5$  мг N/дм<sup>3</sup> (концентрація  $NH_3 > 1,0$  мг N/дм<sup>3</sup>), для лабораторної популяції –  $> 25,0$  мг N/дм<sup>3</sup> (концентрація  $NH_3 > 1,6$  мг N/дм<sup>3</sup>). Утримання гамарид протягом багатьох поколінь у середовищі з підвищеною концентрацією  $N-NH_4^+$  (2,0–5,0 мг N/дм<sup>3</sup>) призвело до зниження резистентності до дії амонійного азоту у *P. robustoides* і її підвищення у *Ch. ischnus* порівняно з природними популяціями.

Список літератури:

1. Биотехнология культивирования гидробионтов / В. Д. Романенко, Ю. Г. Крот, Л. А. Сиренко, В. Д. Соломатина. – Киев, 1999. – 264 с.
2. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / О. М. Арсан, О. А. Давидов, Т. М. Дьяченко та ін. ; за ред. В. Д. Романенка. – К.: ЛОГОС, 2006. – 408 с.
3. Романенко В. Д. Особенности структурной организации зоо- и фитопланктона при экстремально высоких уровнях неорганических соединений азота / В. Д. Романенко, Ю. Г. Крот, Т. И. Леконцева, А. Б. Подругина // Гидробиол. журн. – 2017. – № 3 (53)– С. 3–15.
4. Aqueous ammonia equilibrium calculations: effect of pH and temperature / К. Emerson, R. E. Lund, R. V. Thurston, R. C. Russo // J. Fish. Res. Board Can. – 1975. – № 32. – P. 2379-2383.

Дослідження підтримані програмою розвитку пріоритетних напрямків наукових досліджень НАН України на 2018 р.

**Пришляк С. П.**

## **РОЛЬ ГЕЛОФІТІВ У МІГРАЦІЇ <sup>137</sup>Cs В ЕВТРОФНИХ ВОДОЙМАХ**

*Інститут гідробіології НАН України, Київ, Україна*  
*e-mail ceregasp@gmail.com*

На теперішній час виконана значна кількість робіт, присвячених визначенню закономірностей накопичення радіонуклідів вищими водними рослинами (ВВР). Однак досі не визначеними залишаються ряд параметрів, без яких неможливо побудувати модель міграції радіонуклідів у водоймах за участі гелофітів та визначити їхню роль у процесах перерозподілу радіоактивних речовин в екосистемі. Тому мета роботи – визначити кількість <sup>137</sup>Cs, яка кожної доби надходить до рослини та виводиться з неї. Для розрахунку ми застосували балансний підхід для системи у стані рівноваги:

$$Q_1 = Q_2 + Q_4 + Q_5 + Q_6 - pQ_1$$

де  $Q_1$  та  $Q_4$  – потоки розчинених радіонуклідів, які надходять до фітомаси рослин та виділяються з неї (Бк/(доба\*кг)<sup>-1</sup>);  $Q_2$ ,  $Q_5$ ,  $Q_6$  – потоки радіонуклідів, пов'язані з відмиранням коренів, кореневищ та наземної частини (Бк/(доба\*кг)<sup>-1</sup>), відповідно;  $p$  – стала радіоактивного розпаду радіонукліда, доба<sup>-1</sup>. Таку схему можна застосовувати тільки для рівноважних систем, оскільки до ланцюга «вода–корені» включено ланцюг «вода – донні відклади – порові води – корені».

Було прийнято, що  $Q_2$ ,  $Q_5$  – рівномірні упродовж вегетаційного сезону; після закінчення вегетації, у зв'язку з уповільненням фізіологічних процесів, величини  $Q_2$ ,  $Q_5$  дорівнюють нулю; маса коренів та кореневищ протягом року постійна, тобто відмирання компенсується приростом; упродовж року відмирає 100 % коренів та 30 % кореневищ.

За таких умов:

$$Q_2 = x_2 A_k T_B^{-1}; Q_5 = x_5 A_{kop} T_B^{-1}$$

де  $A_k$ ,  $A_{kop}$  – питома активність радіонукліда у коренях або кореневищах, Бк/кг;  $x_2$ ,  $x_5$  – доля коренів або кореневищ у фітомасі;  $T_B$  – період вегетаційного сезону, діб.

Згідно [1] продукція повітряно-водних рослин складає 1,2 максимальної фітомаси, тоді потік радіонуклідів з відмерлою наземною фітомасою ( $Q_6$ , Бк/(доба\*кг)) можна визначити наступним чином:

$$Q_6 = 0.2x_6A_p\sigma(t)T_6^{-1} + x_6A_p\delta(t)$$

де  $\sigma(t)$  – функція значення якої дорівнює нулю при  $t < t_m$  та  $\sigma(t)=1$  при  $t > t_m$ ;  $\delta(t)$  – функція, значення якої дорівнює нулю при  $t \neq t_k$  та  $\delta(t) = 1$  при  $t=t_k$ ;  $A_p$  – питома активність наземної фітомаси, Бк/кг;  $x_6$  – доля наземної частини у загальній фітомасі, при максимальній фітомасі;  $T_6$  – період від моменту досягнення максимальної фітомаси ( $t_m$ ) до моменту закінчення вегетації ( $t_k$ ), діб;  $t$  – час.

Згідно моделі накопичення радіонуклідів фітомасою [2], для підтримання рівноважного стану необхідне виконання наступної умови:

$$Q_4 = Z_5/x_5 + Z_6/x_6$$

$$Z_5 = K_{H5} \ln 2 (\sum A_i T_i), i=1,2$$

$$Z_6 = K_{H6} \ln 2 (\sum A_i T_i), i=1,2$$

де  $K_{H5}$ ,  $K_{H6}$  – коефіцієнти накопичення, кореневищами або надземною частиною рослини;  $A_i$  та  $T_i$  – парціальний внесок та парціальний біологічний період напіввиведення радіонукліда з тканини рослини

Для гелофітів параметри обміну радіонуклідів обрані за [3].  $A_1=A_2=0,5$ ;  $T_1=4,6$  діб,  $T_2=30$  діб.

Для  $^{137}\text{Cs}$  радіоактивним розпадом упродовж вегетаційного сезону можна знехтувати.

Для розрахунків ролі ВВР у міграції радіонуклідів обирали показники надземної та підземної біомас і питомої активності на прикладі полігонної ділянки Київського водосховища, яка розташована у районі с. Страхолісся. Було прийнято, що середня глибина ділянки становить 0,6 м, середня концентрація  $^{137}\text{Cs}$  у водних масах 0,02 Бк/л, питома активність  $^{137}\text{Cs}$  у надземній частині, коренях та кореневищах рогозу вузьколистого – 3,7, 80,8 та 7,0 Бк/кг повітряно-сухої маси, відповідно; в органах лепешняку великого – 2,4, 226 та 29 Бк/кг, відповідно.

Показано, що на площі фітоценозу рогозу вузьколистого добовий потік  $^{137}\text{Cs}$  через фітомасу складає 70–150 % від кількості у водних масах, лепешняку великого – 40–212 %. Отже, за вегетаційний сезон кількісні показники  $^{137}\text{Cs}$ , що мігрує через фітомасу рогозу вузьколистого, приблизно у 260 разів перевищують його кількість у водних масах полігонної ділянки. У монозаростях лепешняку великого через фітомасу мігрує у 340 рази більше  $^{137}\text{Cs}$ , ніж знаходиться у воді.

Встановлено, що за рахунок відмирання підземної частини рогозу вузьколистого у донних відкладах захоронюється приблизно у два рази більше радіонукліда, ніж його вміст у водних масах, лепешняку великого – у 5,6 разів (рис. 1).

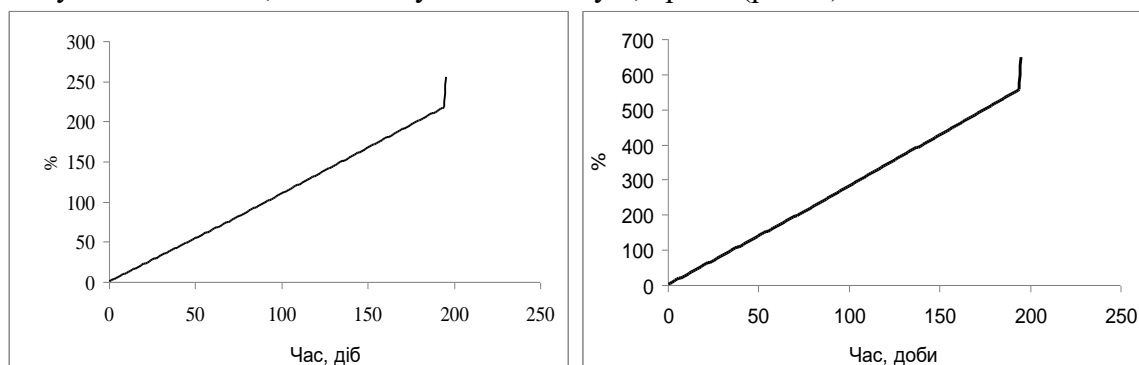


Рис. 1. Динаміка захоронення  $^{137}\text{Cs}$  у донних відкладах за рахунок відмирання рогозу вузьколистого (1) та лепешняку великого (2), % від кількості у водних масах

Інтенсивне збільшення наприкінці вегетації кількості  $^{137}\text{Cs}$ , що надходить до донних відкладів, обумовлене процесами відмирання надземних органів рослин. Якщо вважати, що вся кількість  $^{137}\text{Cs}$ , зосередженого у наземній біомасі, перейде до донних відкладів, то внесок цього процесу не перевищить 20 % від загальної кількості радіонукліда, яка надійде до донних відкладів внаслідок відмирання наземної та підземної фітомаси гелофітів.

Таким чином добовий потік  $^{137}\text{Cs}$  через фітомасу приблизно дорівнює кількості радіонукліда у водних масах на площі заростей гелофітів; за рахунок відмирання підземної частини гелофітів у донних відкладах заховується у кілька разів більше  $^{137}\text{Cs}$  за його загальний вміст у водних масах на площі фітоценозів.

Список літератури:

1. Лукина Л. Ф. Физиология высших водных растений / Л. Ф. Лукина, Н. Н. Смирнова. – К.: Наук. думка, 1988. – 188 с.
2. Беляев В. В., Волкова О. М., Пришляк С. П. Моделирование динамики формирования радиоактивности водных растений // Ядерная энергетика та довкілля, № 1 (5), 2015. – С. 44–49.
3. Основы сельскохозяйственной радиологии / Пристер Б. С., Лошилов Н. А., Немец О. Ф., Поярков В. А. – 2-е изд., переработ. и доп. – К.: Урожай, 1991. – 472 с.

*Садченко Н. М., Майко Г. С., Иванова Т. Д.*

*Лицей №15, м. Чернігів*

*e-mail: sadchenko.natali@ukr.net*

## **РОЛЬ ЛІПІДІВ В АДАПТАЦІЇ КОРОПА ДО ЗАБРУДНЕННЯ ФОСФАТАМИ ВОДНОГО СЕРЕДОВИЩА**

Серед забруднюючих речовин чільне місце в наш час займають фосфати як компонент синтетичних миючих засобів (СМЗ) або поверхнево-активних речовин (ПАР). Значне збільшення вмісту фосфатів у воді призводить до численних біохімічних, фізіологічних та морфологічних змін в організмі гідробіонтів. Оскільки нормальна життєдіяльність організму визначається узгодженою роботою біохімічних процесів в їх основі всіх функціональних систем, то відхилення від норми в одній з них, викликане токсикантом, може призводити до порушення життєдіяльності цілого організму. Поверхнево активні речовини здатні порушувати обмінні процеси в організмі (Шалімов, 2011). Серед основних класичних принципів біохімічної адаптації слід виділити адаптативні зміни структурних і функціональних властивостей макромолекул (Хочачка, 1988). Динамічність вмісту та високий метаболічний статус ліпідів дають можливість риbam адаптуватися до змін в умовах існування, в період онтогенезу, протягом річного циклу, голодування, гідростатичного тиску тощо (Лапін, 1986; Сидоров, 1983).

Мета роботи: вивчення впливу токсичних концентрацій фосфатів та фосфатвмісної поверхнево-активної речовини (натрій лаурилсульфат) на окремі ланки ліпідного обміну в тканинах коропа лускатого (*Suaprinus carpio L.*).

Дослідження проводили на базі лабораторії біохімії Національного університету «Чернігівський колегіум» імені Т.Г. Шевченка. Об'єктом дослідження слугував короп (*Suaprinus carpio L.*). Риб відбирали з природної водойми (зимувальний ставок ВАТ «Чернігіврибгосп»). Дослідних риб адаптували до умов акваріуму не менше 3 діб. Протягом усього періоду досліджень контролювався гідрохімічний режим води. Вміст кисню коливався у межах 9,6–12,5 мг/дм<sup>3</sup>; рН – 7,4–8,4; вміст аміаку – 0,014 мг/дм<sup>3</sup>. Вказані умови не викликали розвитку в організмі коропа гіпоксії, гіперкапнії, гіпотермії. За даними іхтіопатологічних спостережень риб нашкірних збудників паразитичних хвороб не виявлено. Стрічкових паразитів також не зафіксовано. Експериментальні умови по



вивченню впливу фосфатів та СМЗ проводили в 200-літрових басейнах з відстояною водопровідною водою, в які рибу розміщували з розрахунку 1 екземпляр на 40 л води. Температуру витримували близькою до природної. Дослідження проводили протягом листопада 2018 року. Маса риб коливалась в межах 160-210 г. Концентрацію досліджуваних речовин, що відповідає 2 ГДК створювали шляхом внесення розрахункових кількостей калій фосфату та лаурилсульфат вмісного синтетичного миючого засобу. Дослідження проводили з додержанням вимог Міжнародних принципів Гельсінської декларації про гуманне ставлення до тварин (2002). Вміст сумарних ліпідів визначали за методичними рекомендаціями Кривобок (1962). Для вимірювання оптичної густини використовували фотоелектроколориметр ( $\lambda=540$  нм, товщина шару 1 см). Статистична обробка результатів здійснювалась з використанням програми "Excel" з пакету "Microsoft Office-2003".

За дії токсичних умов середовища спостерігали збільшення вмісту загальних ліпідів як в білих м'язах так і в тканинах печінки, що може призвести до виснаження організму та свідчити про переродження тканин. Одночасно у мозку досліджуваних риб відмічали незначне зниження рівня загальних ліпідів. При вивченні впливу токсичних речовин відсоток поліненасиченості вищих жирних кислот під дією фосфатів зменшується, а під дією СМЗ зростає в порівнянні із контролем, що свідчить про якісні зміни ліпідів в тканинах риб. Ліпіди формують стан проникності та плинності мембран, що в свою чергу є визначальним фактором у модифікації активності більшості ферментних комплексів за екологічного навантаження.

**Симонова Н. А.**

*Національний університет «Чернігівський колегіум» імені Т. Г. Шевченка, Чернігів,  
Україна  
e-mail: sna\_1994@ukr.net*

### **ВМІСТ МАЛОНОВОГО ДІАЛЬДЕГІДУ В ТКАНИНАХ КОРОПА ЗА ДІЇ ФОСФАТІВ РІЗНОЇ КОНЦЕНТРАЦІЇ ЗАЛЕЖНО ВІД СЕЗОНУ**

При утворенні продуктів перекисного окиснення ліпідів (ПОЛ) спостерігається порушення нормального функціонування клітинних мембран. Дослідження інтенсивності процесів перекисного окиснення ліпідів та стану антиоксидантної системи (АОС) яскраво ілюструє динаміка зміни малонового діальдегіду (МДА) в організмі риб. Саме МДА є одним з найбільш небезпечних за своїм впливом на клітинні структури, адже він утворюється в організмі внаслідок деградації поліненасичених жирних кислот активними формами кисню, та є одним з найбільш чутливих маркерів перекисного окиснення ліпідів та оксидативного стресу. Відомо, що малоновий діальдегід є одним з найбільш небезпечних продуктів ліпопероксидації і часто використовується як біомаркер якості середовища утримання гідробіонтів, оскільки його вміст надзвичайно чутливий як до зміни кисневого режиму та гідрохімічного складу водойм, так і до забруднення останніх (Бусенко, 2001).

Нормальне функціонування і розвиток організму риб, багато в чому залежить від дії певних чинників, що притаманні зміні сезону. Із даних літератури відомо, що на систему антиоксидантного захисту (АОЗ) впливає вік, сезон і характер живлення (Арманиця, 1991). Сезонні зміни мають своє відображення на обмін речовин, вміст кисню, температурних режимах, та на багатьох інших ознак, що в подальшому проявляються на порушенні метаболічних процесів. Завдяки переважанню у риб асиміляції над дисиміляцією вони ростуть упродовж усього життя, проте й характерною властивістю їх є також зниження обміну речовин за недостатніх умов годівлі, що дає можливість витримувати в зимових умовах тривале голодування. Уповільнення інтенсивності росту риб відбувається також унаслідок зниження

температури води, якості корму, гідрохімічного режиму тощо. Риби, зі зниженням температури води в осінній і зимовий періоди припиняють живлення, і ріст практично не відбувається (Особа, 2013). Саме при низькій температурі об'єм шкірного дихання збільшується, в цьому випадку риби з інтенсивним шкірним диханням, до яких належать *Cyprinus carpio* L., більш витриваліший до змін вмісту кисню у воді (Іванов, 2003).

Мета роботи – дослідження вмісту малонового діальдегіду в тканинах *Cyprinus carpio* L. за дії фосфатів різної концентрації залежно від сезону. Кожен експеримент був проведений в однакових експериментальних умовах, до уваги брали дві основні групи риб: контроль та вплив фосфатів, концентрація досліджуваних токсичних речовин, відповідає 5 ГДК. У кожній групі налічувалось по 5 тварин. У дослідженнях використали зразки мозку, зябер, печінки, скелетних м'язів, одержані від дворічок лускатого коропа. Концентрацію МДА визначали за методом Uchiyama M., Mihara M.(1978 р.). Рівень МДА у тканинах вимірювали за допомогою спектрофотометру при довжині хвилі 532 нм. Дослідження проводили протягом 2017-2018 р., в лабораторії екологічної біохімії Національного університету «Чернігівський колегіум» імені Т. Г. Шевченка.

Аналізуючи отримані результати, можна зробити такі висновки: при зміні сезону, відбуваються процеси, що чітко ілюструють інтенсивність процесів перекисного окиснення ліпідів в організмі риб. Найбільшу динаміку процесів ПОЛ можна спостерігати навесні, найменші показники спостерігалися на початку осені. Аналізуючи кожну з тканин, можна відмітити, що весняний експеримент ілюструє таку динаміку змін в тканинах, при використанні 5 ГДК фосфатів: найбільший відсотковий показник впливу, понад 130 % є у зябер, мозок – 121%, печінка 114%, та м'язи – 112%, ці показники, відображають зміну відносно показників контрольної групи. Осінній експеримент: м'язи – 121%, мозок – 108%, зябра – 105% та печінка 68%.

Отже, процеси що проходять в організмі риб, в тому числі процеси перекисного окиснення ліпідів характеризуються рядом чинників, що на них впливають. Навесні інтенсивність ПОЛ найвища у зябрах, понад 130%. Значення зміни коефіцієнта кореляції між активністю токсикантів і вмістом продуктів ПОЛ в зябрах від одного показника в контролі до іншого у експериментальній групі, свідчить про пошкоджуючу дію токсикантів.

**Скоблей М. П.**

*Інститут гідробіології НАН України, м. Київ, Україна,  
e-mail: mskobley@ukr.net*

## **ОСОБЛИВОСТІ НАКОПИЧЕННЯ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ У СКЛАДІ ЗАВИСЛИХ РЕЧОВИН І ДОННИХ ВІДКЛАДІВ (НА ПРИКЛАДІ РІЧОК БАСЕЙНУ ТИСИ)**

Природні поверхневі води містять у своєму складі різноманітні тверді й розчинені домішки. Високі концентрації завислих твердих частинок у річковій воді залежно від розміру їхніх частинок можуть бути вагомим чинником перенесення речовин у завислому стані, спричинювати седиментацію за умови уповільнення течії та накопичення різноманітних хімічних сполук у донних відкладах. Висока каламутність води негативно впливає на розвиток водних організмів через зниження прозорості води. Завислі тверді частинки адсорбують на своїй поверхні безліч органічних і неорганічних забруднювальних речовин, за рахунок цього відбувається їхнє транспортування в інші місця в річкових системах. Водночас, саме завдяки адсорбції металів на грубодисперсних зависях їхня міграційна здатність знижується, а за умови уповільнення течії річок відбувається ще й седиментація металів разом із завислими

речовинами. Це можна розглядати як процес самоочищення водного середовища і, водночас, накопичення металів у донних відкладах. Інформацію про довгострокове забруднення річки надають результати дослідження донних відкладів [1].

За відсутності антропогенних впливів мікроелементи в донних відкладах пов'язані, в основному, з силікатами і мінералами і, отже, мають обмежену рухливість. Хімічні елементи, що надходять до поверхневих водних об'єктів в результаті антропогенної діяльності людини, характеризуються більшою рухливістю і пов'язані з іншими фракціями осадових порід, такими як карбонати, оксиди, гідроксиди та сульфіді. Інтенсивність надходження металів з донних відкладів у воду залежить від їхньої фізичної структури і хімічної природи, оскільки ці чинники визначають силу (міцність) зв'язування хімічних елементів. Перенесення забруднювальних речовин в гідросфері відбувається через фізико-хімічні процеси у воді і донних відкладах [2].

Досліджувані нами річки переносять значні кількості завислих речовин, зазвичай, після паводків, тому в ці періоди у їхньому складі домінує грубодисперсна завись, яка згодом седиментує.

Зразки донних відкладів були відібрані за допомогою пробовідбірника з поверхневого шару 0–5 см. Після відбору проби донних відкладів були упаковані в поліетиленові ємкості і зберігались у холодильнику при температурі 4°C до проведення їхнього аналізу з метою уникнення змін в хімічному складі осаду. Вміст металів (Cd, Cu, Pb, Zn, Ni і Cr) у складі донних відкладів визначали методом атомно-абсорбційної спектроскопії з електротермічною атомізацією. Для визначення концентрації важких металів у складі завислих речовин проведено відбори проб води з поверхневого шару на глибині ~ 0,25–0,5 м в поліетиленові ємкості місткістю 1 дм<sup>3</sup> з подальшим мембранним фільтруванням. Використовували мембранні фільтри з діаметром пор 0,45 мкм. Масу завислих речовин знаходили за різницею між масою фільтра із завислими речовинами і масою самого фільтра. Концентрацію важких металів у складі завислих речовин також визначали методом атомно-абсорбційної спектроскопії. Пробопідготовку завислих речовин здійснювали методом двохстадійної їхньої обробки [3].

Нижче (таблиця) наведено результати досліджень, що стосуються донних відкладів річок басейну р. Тиси.

Результати досліджень вмісту важких металів у складі донних відкладів р. Тиси та деяких її приток, 2016–2017 рр.

Об'єкти досліджень/дата	Концентрація металів, мг/кг					
	Cd	Cu	Pb	Zn	Ni	Cr
р. Уж, с. Сторожниця/ 18.01.2016	<0,4	7,8	5,8	9,3	12,8	6,1
р. Уж, с. Сторожниця/ 01.12.2016	0,3	5,4	3,0	8,0	6,9	1,0
р. Уж, с. Сторожниця/ 19.01.2017	0,25	1,3	2,0	1,3	1,0	0,39
р. Латориця, с. Страж/ 18.01.2016	<0,4	5,3	3,7	12,5	10,3	2,0
р. Латориця, с. Страж/ 15.03.2017	0,26	1,8	1,3	1,6	1,6	0,67
р. Тиса, смт. Вилок/ 01.12.2016	0,5	12,5	9,6	72,3	18,9	н.в.
р. Тиса, смт. Вилок/ 15.03.2017	0,1	5,2	1,6	36,4	3,6	0,5

Примітка: «н.в.» – не вимірювалось.

Результати проведених протягом 2016–2017 рр. досліджень показали, що у складі завислих речовин річок Тиса, Уж і Латориця вміст Cd(II) становив 9,1–30,8 мг/кг, Cu(II) – 40,9–187,0 мг/кг, Pb(II) – 46,3–120,6 мг/кг, Zn(II) – 167–502 мг/кг, Ni(II) – 40,4–106,5 мг/кг і Cr(III) – 33,5–66,4 мг/кг. За високого вмісту ЗР концентрація металів у їхньому складі істотно знижується. Так, наприклад, за вмісту ЗР у воді річок Тиса й Уж в межах 105–278 мг/дм<sup>3</sup> концентрація Cd(II) становила 0,30–0,35 мкг/г сухої маси зависі, Cu(II) – 8,6–9,8, Pb(II) – 5,8–7,6, Zn(II) – 10,2–23,0, Ni(II) – 10,4–12,2 і Cr(III) – 7,2–14,6 мкг/г. Отже, у цьому випадку можна стверджувати про міграцію металів у річковому потоці переважно у складі грубодисперсних частинок піску та гравію, а вони, як відомо, характеризуються низькою адсорбційною здатністю.

Як видно з наведених даних, концентрації важких металів у складі завислих речовин і донних відкладів істотно відрізняються між собою. У донних відкладах концентрація металів виявилась значно нижчою порівняно із завислими речовинами. Це зумовлено тим, що для аналізу було відібрано зразки донних відкладів, що складаються переважно з піску та гравію, як це характерно для гірських річок, а в цих субстратах вміст металів, зазвичай, найнижчий. Водночас, концентрація металів у складі завислих речовин приблизно така ж низька, як і у донних відкладах, але за умови зростання частки грубодисперсних завислих частинок у воді під час повеней або паводків. За низького вмісту завислих речовин у річковій воді у їхньому складі домінує тонкодисперсна завись з високою адсорбційною здатністю та, відповідно, високими показниками концентрації металів. Отже, можна стверджувати, що концентрація металів залежить від розміру завислих частинок, і це особливо проявляється в річках гірського типу.

Список літератури:

1. Daniel Schmutz: Schwermetalle in Fließgewässersedimenten. Untersuchung 2007. – AUE BL, März, 2008. – 34 S.
2. Amra Odobasic: Determination and Speciation of Trace Heavy Metals in Natural Water by DPASV, Water Quality Monitoring and Assessment, Dr. Voudouris (Ed.), ISBN: 978-953-51-0486-5, InTech. – P. 429–456.
3. Methodical peculiarities of the preparation of samples of suspended matter and bottom sediments. / Zhezherya V. A., Linnik P. N., Zhezherya T. P., Skobley M. P. Hydrobiol. J., 2016. Vol. 52, N 2. P. 83–100.

**Снігірєва А. О., Портянко В. В.**

*Інститут морської біології НАН України, Україна, м. Одеса  
e-mail: snigireva.a@gmail.com*

## **ДЕЯКІ ДАНІ ДО ВИВЧЕННЯ ВПЛИВУ ПЛАСТИКОВИХ МАТЕРІАЛІВ НА ДОННІ МОРСЬКІ УГРУПОВАННЯ ЧОРНОГО МОРЯ**

В результаті необмеженого використання пластикових матеріалів в повсякденному житті створений новий тип забруднення, основним місцем накопичення якого стали водойми різних типів, головним чином, моря та океани. Легкий матеріал розноситься вітрами на величезні відстані, довгий час плаває на поверхні водойми, поступово занурюючись, осідає на дно, а в результаті хвильової діяльності накопичується в прибережній зоні. Перед вченими постає питання, які організми приймають участь у таких переносах морського сміття та чи стають пластикові матеріали новими біотопами для морських організмів.

Пластикові матеріали є субстратом для розвитку угруповань організмів-обросателів. Відомо 387 таксонів, що використовують морське плаваюче сміття в

якості місцеперебування (Kiessling et al., 2015). Серед мікроорганізмів найбільший внесок в розвиток такого угруповання надають діатомові водорості й ціанобактерії.

У зв'язку із зобов'язаннями України перед Європейським союзом адаптувати існуючі європейські директиви до свого законодавства, нашій країні необхідно розробити зокрема Морську стратегію. Однією із основних завдань цього документу є виявлення «доброго екологічного стану» моря. Задля пошуку даних критеріїв розроблені 11 дескрипторів, в основу яких покладені цілий перелік індикаторів та показників. Рівень забруднення пластиком сміттям та ступінь його впливу на морські угруповання розглядається в рамках 10 дескриптору. Отже будь-яка інформація щодо морського сміття та його впливу на біоту є вкрай актуальною.

В Чорному морі вивчення морського сміття розпочато тільки в останні роки, дослідження проводилися в Турції, Болгарії, Румунії, Росії, Україні та Грузії. Більшість робіт зосереджена на інвентаризації морського сміття. Досліджень, що пов'язані з оцінкою впливу пластика на донні угруповання, поодинокі (Болгарія) (Moncheva et al., 2016). Тому вивчення впливу пластикових матеріалів на угруповання гідробіонтів даного регіону є дуже актуальним.

В тезах представлені попередні дані результатів проекту «Вивчення впливу пластикового забруднення на донні морські угруповання», метою якого є оцінка впливу пластикового забруднення на мейо- та мікрофітобентос на прикладі Одеської затоки.

Проби пластику відбирались на трьох станціях Одеської затоки в липні-серпні 2018 р. Було зроблено три трансекти на глибині 1, 3 та 5 м. На кожному розрізі за допомогою легководолазної техніки та підводної відеозйомки здійснювали відео-трансекту (50 м) для ідентифікації кількісних та якісних характеристик пластику. Згідно із задачами проекту дайвером відбирався твердий пластик та поліетилен (плівки) у трьох повторностях, кожна з яких розміщувалася у великі поліетиленові пакети. Після підняття проб на берег зразки пластику відмивались на ситах (1 мм) та за допомогою млинового газу з розміром ячеї 70 мкм з метою збору рухливих мейобентосних організмів та зафіксували формальдегідом. Фітообростання фіксували разом із субстратом, попередньо розрізавши твердий пластик на менші фрагменти. Подальша робота із пробами проводилася в лабораторії Інституту морської біології НАН України.

В цілому методи обробки проб на пластикових субстратах базуються на класичних гідробіологічних та альгологічних методах аналізу. Одним з суттєвих переваг пластикового субстрату (у разі його прозорості) є можливість спостерігати за обростанням під мікроскопом безпосередньо на субстраті, що дає можливість оцінити ступінь покриття, охарактеризувати архітектуру угруповання, особливості будови колоній, тощо. Для загального аналізу колоній, що розвиваються на поверхні пластику, були зроблені тимчасові водні та спиртово-глицеринові препарати. Відокремлення мікроводоростей від субстрату здійснювалось в ультразвуковій установці.

На основі аналізу даних відео-трансект виявилось, що кількість пластикового сміття в районі досліджень відносно невелика та концентрується в основному на глибині 3–5 м. За 1,5–2 години дайвінгу вдавалось зібрати від 5 до 10 фрагментів пластику.

На пластикових субстратах всіх типів спостерігалось добре сформоване обростання гідробіотами, що прикріплюються до субстрату: мікроводоростями, водоростями-макрофітами, мшанками, баянусами та мідіями. Різноманіття організмів обростання залежало від розмірів і виду пластику. Найбільші зразки м'якого і твердого пластику мали площу близько 0,03 м<sup>2</sup> і 0,04 м<sup>2</sup>, відповідно. На них були присутні всі зазначені представники обростань. Велика частина пластикового сміття була значно менших розмірів. На таких зразках були відсутні макрофіти, а зообростання були представлені або мшанками, або невеликою кількістю мідій і баянусів. Слід зазначити, що мшанками і баянусами був заселений тільки твердий пластик, а мідіями (різних вікових груп) – обидва типи вивченого пластику. У вище зазначених обростаннях були

знайдені топічно і трофічно асоційовані з ними представники мейобентосу: *Harpacticoida*, *Halacaridae*, *Foraminifera* та *Polychaeta*. Мікрофітообростання було представлено ціанобактеріями та діатомовими водоростями.

Публікація містить результати досліджень, проведених при грантовій підтримці Держаного фонду фундаментальних досліджень за конкурсним проектом № Ф83/88-2018.

**Циганенко І. Б.**

*Дніпровський національний університет імені Олеся Гончара, Дніпро, Україна*  
*e-mail: hydro-dnu@ukr.net*

### **ОСОБЛИВОСТІ ФУНКЦІОНУВАННЯ РЕПРОДУКТИВНОЇ СИСТЕМИ КАРАСЯ СРІБЛЯСТОГО *CARASSIUS GIBELIO* (BLOCH, 1782) В УМОВАХ ЗАПОРІЗЬКОГО ВОДОСХОВИЩА**

Карась сріблястий швидко адаптується до умов нових водойм, завдяки цьому він зустрічається у водоймах Дніпропетровської області майже всюди. У Запорізькому водосховищі карась зайняв першу позицію в уловах. За останні 15 років у водосховищі промисловий вилов карася сріблястого зріс із 30 т/рік до 350 т/рік, що вказує на збільшення чисельності даного виду. Вид характеризується великою чисельністю в усіх біотопах водосховища та деяких його притоків, у тому числі і високотранформованих (Самарська затока, р. Мокра Сура).

Об'єктом дослідження був карась сріблястий. Дослідження проводили на Запорізькому водосховищі в с. Військове (нижня ділянка Запорізького водосховища) та с. Одинківка (Самарська затока). Біологічний аналіз риб проводили згідно загальноприйнятих іхтіологічних методик. Для дослідження репродуктивного потенціалу у риб відбирали гонади на різних стадіях зрілості, підраховували плодючість, виготовляли гістологічні зрізи, визначали періоди і фази розвитку ікри.

Показники лінійного росту карася коливалися від 10 до 32 см, середньовиважена довжина промислових особин становила – 22,6 см. Плодючість карася коливалася в межах від 9 до 229 тис. ікринок. Середній показник плодючості по всіх вікових групах склав 48 тис. ікринок для особин вилучених із Запорізького водосховища, та 166 тис. ікр. для особин із Самарської затоки. Підвищення плодючості карася в Самарській затоці вказує на його адаптацію до умов середовища та високу здатність до відтворення в напружених екологічних умовах.

При дослідженні статеві структури нерестової популяції карася у 2016 році встановлено, що кількість самців складала 46%, а самок – 54%. У 2017 році ці дані дещо змінилися: кількість самців становила 36%, а кількість самок – 64%. Спостерігається поступове збільшення кількості самок в нерестовій популяції і відповідне зменшення самців. Збільшення кількості самок в нерестовому стаді вказує на високу адаптаційну властивість карася, що може в майбутньому відобразитися на підвищенні чисельності популяції даного виду.

Дослідження величини гонадосоматичного індексу (ГСІ) дозволило побудувати шкалу зрілості статевих залоз карася сріблястого. Для самців мінімальні значення ГСІ становили 1% у липні на п'ятій стадії зрілості гонад, максимальні значення ГСІ приймав у червні – 14 %. У самиць максимальні значення ГСІ приймало у травні 27,3 %, коли відбувався масовий нерест. Із середини травня до початку липня ГСІ, поступово знижуючись, досягав мінімальних значень в середині липня.

Під час гістологічних досліджень статевих залоз самиць карася сріблястого встановлено наступне. У фазі початку вакуолізації (фаза «D<sub>1</sub>») діаметр ооцитів дорівнював 290–310 мкм, по колу ооцитів з'являвся один ряд вакуолей, що нараховували 30 шт. з

діаметром кожної вакуолі 20 мкм. У наступній фазі («D<sub>2</sub>») вакуолі розташовувалися в 2–3 ряди. Діаметр їх дорівнював 19 мкм. Діаметр ооциту збільшувався і становив 330–350 мкм, по довжині кола вакуолей налічувалося 36–80 шт. У фазі «E<sub>1</sub>» між вакуолями з'являлися перші гранули жовтка. Вони виникали майже одночасно, по всій товщині ооциту. Жовткові гранули за формою округлі. Вторинна оболонка, що складалася з 3-х шарів, мала радіальну окресленість, що вказує на фітофільність ікри (її здатність приклеюватися до субстрату). Діаметр ооцитів дорівнював 620 мкм. Ооцити у фазі «E<sub>2</sub>» мали діаметр 660 мкм. Діаметр вакуолей зменшувався і дорівнював 29 мкм. Окремі частини ооциту повністю заповнювалися жовтком. Ооцити у фазі «E<sub>3</sub>» були повністю заповненими жовтком. Їх діаметр дорівнював 1000 мкм, вакуолі розташовувалися в кортикальному шарі, вони зменшувалися в розмірах – діаметр їх становив 9–20 мкм. На цій стадії ікра готова до овуляції.

Гістологічні дослідження показали, що для карася сріблястого притаманний асинхронний розвиток ікри, що для даного виду в умовах Запорізького водосховища є нормою, оскільки для нього характерний порційний нерест. Цей чинник разом із високими показниками плодючості обумовлює високу здатність популяції до відтворення в умовах водосховища.

Дослідження статевих залоз риб має не тільки теоретичний інтерес, а й важливе прикладне значення. Визначення періодів і фаз розвитку статевих клітин і стадій розвитку статевих залоз використовуються для розробки шкали зрілості гонад, яка необхідна для вирішення ряду практичних питань рибогосподарського значення.

**Черняк М. О., Колесник І. О.**

*Чернігівська загальноосвітня школа I-III ступенів № 29 Чернігівської міської ради Чернігівської області*  
e-mail: mekhedolga@gmail.com

## **РОЗПОВСЮДЖЕНІСТЬ ЗБУДНИКІВ МІКОЗІВ РИБ У ПРИРОДНИХ ВОДОЙМАХ**

Для підвищення економічної ефективності ведення рибного господарства необхідно врахувати ряд факторів, і одним з них є захворюваність риб. Адже, при виникненні ряду хвороб спостерігається значна летальність, що призводить до великих збитків, а також додаткових витрат на лікування. Враховуючи сучасний стан водних об'єктів (великий відсоток заростання, мулові відкладення, малу протічність), якість кормів, хвороби різноманітної етіології, зокрема мікозні захворювання можуть виникнути в будь-якому регіоні України (Полтавченко, 2017). Тому для контролю виникнення та розвитку мікозних захворювань риб у ставових господарствах та водоймах Чернігівської області нами було проведено дослідження стану води на предмет збудників бранхіомікозу та сапролегніозу. Метою роботи було показати стан розповсюдженості збудників мікозів Чернігівської області.

Дослідження проводились у травні – вересні 2018 року на базі хіміко-токсикологічного відділу Чернігівської регіональної державної лабораторії Державної служби України з питань безпечності харчових продуктів та захисту споживачів. Матеріал (вода) відбирався довільно з різних точок природних проточних та стоячих водойм Чернігівської області. У дослідженні було опрацьовано 10 зразків води. До проб води (0,5 дм<sup>3</sup>) додавали 0,05 г сухого корму для акваріумних риб та інкубували протягом тижня. Мікологічні дослідження проводили загальноприйнятими методами, які включали: відбір, утримання за різних температурних умов, мікроскопію і посів матеріалу на живильні середовища, виділення та ідентифікацію збудника, вивчення морфологічно-культуральних та біологічних властивостей з повторюваністю 3 рази. Посів проводився в чашки Петрі на живильне середовище Сабуро. Інкубувалися посіви

в термостаті при температурі 25<sup>0</sup>С протягом 10 діб. Ідентифікація культури проводилася за допомогою мікроскопу при збільшенні x10, x40 та x100.

У приміщенні лабораторії підтримувався оптимальний температурно-вологісний режим роботи з мікроскопічними грибами: температура повітря – від 22<sup>0</sup>С до 25<sup>0</sup>С; відносна вологість – від 50 % до 55 % незалежно від пори року, атмосферний тиск – 630-800 мм рт.ст. Температурно-вологісний режим регулювався за допомогою систем кондиціонування повітря або опалювально-вентиляційних засобів. Для визначення виду збудника брали до уваги культуральні та морфологічні властивості: розмір колоній, їх структуру, колір, характер краю колонії, пігментацію зворотної сторони колонії та поживного середовища. Під час мікроскопічного дослідження культур відмічали будову, товщину міцелію, форму і розміри мікроконідій. Для мікроскопії культур готували нативні препарати. Ідентифікацію культур грибів проводили з використанням визначників грибів (Саркісов,1971; Кашкин,1979).

У результаті досліджень виявлено гриби порядку *Saprolegniales* у семи пробах дослідженої води із десяти досліджених, зокрема у воді з річок Стрижень, Білоус, Мотуз, Снов.

Мікози – це небезпечні захворювання, тому необхідно дотримуватись належних санітарно-гігієнічних вимог утримання риби в ставах та щорічно проводити моніторингові дослідження для виявлення та своєчасного лікування мікозів. Збудників бранхіомікозу не було виявлено у жодній з досліджених проб води. У воді семи із десяти досліджених водойм виявлено гриби порядку *Saprolegniales*.

**Ячна М.Г.**

Національний університет «Чернігівський колегіум» імені Т.Г. Шевченка, Чернігів, Україна

e-mail: m\_yacnha@ukr.net

### **СЕЗОННА ЗАЛЕЖНІСТЬ ВМІСТУ ЗАГАЛЬНИХ ЛІПІДІВ В ОРГАНІЗМІ КОРОПА ЗА ДІЇ ФОСФАТІВ РІЗНОЇ КОНЦЕНТРАЦІЇ**

На відміну від органічного забруднення, надходження у водойму токсичних речовин майже завжди приносить на екосистему різко негативний, стресовий вплив, який призводить до погіршення його стану, тобто до відхилення від оптимального і переходу до екстремального екологічного стану (Яковенко, 2013).

Надмірний вміст фосфатів у воді, ми можемо спостерігати при виробництві синтетичних миючих засобів. Таке збагачення не може не викликати стресового впливу на екосистему.

Відомим фактом є те, що організм гідробіонтів має багато засобів біохімічної адаптації різного ступеня складності. Одним із таких засобів адаптації до стресу за дії токсикантів у риб є перебудова ліпідного метаболізму. Тому становить інтерес дослідження впливу фосфатів в різні періоди роки за різних концентрацій на вміст ліпідів у тканинах риб (Ляврін, 2013).

Метою нашої роботи є з'ясувати та порівняти вплив фосфатів різного рівня концентрації на вміст загальних ліпідів у тканинах коропа лускатого (*Cyprinus carpio L.*) під час зимового та весняного періодів.

Об'єктом дослідження слугував короп лускатий (*Cyprinus carpio L.*). Дослідження здійснювали у січні та квітні 2018 р. в лабораторії екологічної біохімії Національного університету «Чернігівський колегіум» імені Т. Г. Шевченка. Риб відбирали з природної водойми (зимувальний ставок ВАТ «Чернігіврибгосп»). Маса риб коливалась в межах 250–300 г. Впродовж усього періоду досліджень контролювали гідрохімічний режим води. Кількість піддослідних риб становила 15 особин.



Концентрацію досліджуваних фосфатів створювали шляхом внесення розрахункових кількостей фосфатів у гранично допустимій концентрації 2 та 5 (ГДК). Дослідження проводили з додержанням вимог Міжнародних принципів Гельсінської декларації про гуманне ставлення до тварин. Концентрацію загальних ліпідів визначали за допомогою набору реагентів для визначення загальних ліпідів «Філісіт».

Відомо, що загальний вміст ліпідів свідчить про активність анаболічних процесів і мобілізацію ліпідів як джерела енергії, або про їх використання в адаптивних перебудовах метаболізму і структурних компонентах клітин (Сеник, 2011).

Беручи до уваги дані отримані під час зимового експерименту встановлено, що найбільший вміст загальних ліпідів є у мозку  $251200 \pm 20100$  мкг/г, а найменший у печінці –  $67500 \pm 4700$  мкг/г. У зябрах та м'язах встановлено  $84300 \pm 7600$  мкг/г та  $168200 \pm 13100$  мкг/г відповідно.

За дії 2 ГДК показники вмісту загальних ліпідів показали загальну тенденцію до зменшення, окрім печінки, вміст ЗЛ у якій було встановлено  $108200 \pm 7500$  мкг/г. У м'язах, зябрах та мозку були виявлені такі показники:  $120100 \pm 7200$  мкг/г;  $75300 \pm 3100$  мкг/г та  $57300 \pm 2800$  мкг/г відповідно.

Концентрація токсичних речовин у 5 ГДК, продовжила тенденцію, яка показує, що зі збільшенням концентрації фосфатів у водному середовищі, рівень загальних ліпідів у тканинах коропа скорочується. Тут, ми бачимо ще більше зниження показника відносно контрольної групи. Наприклад найбільшу різницю нам демонструють м'язи, рівень загальних ліпідів тут, при концентрації у 5 ГДК сягнув  $25700 \pm 900$  мкг/г. Щодо інших тканин, тут ми спостерігаємо подібну тенденцію, але ж меншим розривом порівняно з контролем. А саме, зябра –  $15400 \pm 100$  мкг/г, печінка –  $32900 \pm 1300$  мкг/г, мозок –  $42300 \pm 2500$  мкг/г.

Метаболізм ліпідів в організмі гідробіонтів, у високій мірі залежить від середовища та умов існування організму, саме тому доречним є порівняти вплив різних сезонів року щодо впливу на вміст загальних ліпідів.

Аналізуючи дані, отримані під час весняного експерименту можна зробити висновок, що загальна тенденція до зниження ліпідної активності спостерігалась і під час цього дослідження, зокрема беручи до уваги м'язи піддослідної риби ми бачимо, що показник зазнає таких змін: (контрольна група – 2 ГДК – 5 ГДК) –  $87700 \pm 7100$  мкг/г;  $77700 \pm 7800$  мкг/г;  $64600 \pm 3200$  мкг/г.

Показник загальних ліпідів у зябрах дорівнює: контрольна група –  $109500 \pm 11000$  мкг/г; 2 ГДК –  $92600 \pm 13100$  мкг/г; 5 ГДК –  $74500 \pm 6700$  мкг/г.

Еспериментальні дані отриманні під час дослідження печінки дали такі результати: контрольна група –  $103100 \pm 1200$  мкг/г; 2 ГДК –  $97800 \pm 12700$  мкг/г, 5 ГДК –  $83700 \pm 5800$  мкг/г.

За результатами проведеного дослідження мозку коропа виявлено: контрольна група –  $91700 \pm 800$  мкг/г; 2 ГДК –  $77500 \pm 6200$  мкг/г; 5 ГДК –  $59700 \pm 4200$  мкг/г.

Отже, специфічні та неспецифічні зміни в ліпідному обміні піддослідних риб, що були виявленні під час проведених досліджень говорять нам про закономірну адекватність виявленої тенденції. З підвищенням концентрації речовини-токсиканту змінювався і вміст загальних ліпідів у тканинах. Це дає можливість стверджувати, що мінливість ліпідного метаболізму є інтегральним фактором забезпечення стійності водних організмів до несприятливих умов середовища.

## Алфавітний покажчик

<b>Батог С. В.</b>	<i>Інститут гідробіології НАН України</i>	<b>6</b>
<b>Білоус О. П.</b>	<i>Інститут гідробіології НАН України</i>	<b>8</b>
<b>Березовська Н. О.</b>	<i>Дніпровський національний університет імені Олеся Гончара</i>	<b>33</b>
<b>Воронкова Ю. С.</b>	<i>Дніпровський національний університет імені Олеся Гончара</i>	<b>9</b>
<b>Ганжа Х. Д.</b>	<i>Інститут гідробіології НАН України</i>	<b>11</b>
<b>Гончарова М. Т.</b>	<i>Інститут гідробіології НАН України</i>	<b>44</b>
<b>Єрмоєнко Д. А.</b>	<i>Інститут гідробіології НАН України</i>	<b>14</b>
<b>Жежеря В. А.</b>	<i>Інститут гідробіології НАН України</i>	<b>15</b>
<b>Задорожна Г. М.</b>	<i>Інститут гідробіології НАН України</i>	<b>17</b>
<b>Іванова Н. О.</b>	<i>Інститут гідробіології НАН України</i>	<b>19</b>
<b>Іванова Т. Д.</b>	<i>Ліцей №15, м. Чернігів</i>	<b>48</b>
<b>Коваленко Ю. О.</b>	<i>Інститут гідробіології НАН України</i>	<b>21</b>
<b>Ковальчук Ю. П.</b>	<i>Дніпровський національний університет імені Олеся Гончара</i>	<b>9</b>
<b>Колесник І. О.</b>	<i>Чернігівська ЗОШ I-III ступенів № 29 Чернігівської міської ради Чернігівської області</i>	<b>55</b>
<b>Коржов Є. І.</b>	<i>Херсонська гідробіологічна станція НАН України Херсонський державний університет</i>	<b>23</b>
<b>Кофонов К.</b>	<i>Інститут гідробіології НАН України</i>	<b>25</b>
<b>Кравцова О. В.</b>	<i>Інститут гідробіології НАН України</i>	<b>27</b>
<b>Кудрявцева Д. О.</b>	<i>Інститут гідробіології НАН України</i>	<b>29, 31</b>
<b>Лапань О. В.</b>	<i>Інститут клітинної біології та генетичної інженерії НАН України</i>	<b>29, 31</b>
<b>Леонтєва Т. О.</b>	<i>Інститут гідробіології НАН України</i>	<b>23</b>
<b>Майко Г. С.</b>	<i>Ліцей №15, м. Чернігів</i>	<b>48</b>
<b>Марценюк В. О.</b>	<i>Тернопільський національний педагогічний університет ім. В. Гнатюка</i>	<b>36</b>
<b>Марценюк В. М.</b>	<i>Інститут гідробіології НАН України</i>	<b>36</b>
<b>Маренков О. М.</b>	<i>Дніпровський національний університет імені Олеся Гончара</i>	<b>9, 33, 34</b>
<b>Медовник Д. В.</b>	<i>Інститут гідробіології НАН України</i>	<b>38</b>
<b>Москвичова І. В.</b>	<i>Дніпровський національний університет імені Олеся Гончара</i>	<b>9</b>
<b>Набокін М. В.</b>	<i>Український науковий центр екології моря</i>	<b>40</b>
<b>Незбрицька І. М.</b>	<i>Інститут гідробіології НАН України</i>	<b>8</b>
<b>Нестеренко О. С.</b>	<i>Дніпровський національний університет імені Олеся Гончара</i>	<b>33</b>
<b>Пархоменко О. О.</b>	<i>Інститут гідробіології НАН України</i>	<b>42</b>
<b>Петровський О. О.</b>	<i>Дніпровський національний університет імені Олеся Гончара</i>	<b>43</b>
<b>Подругіна А. Б.</b>	<i>Інститут гідробіології НАН України</i>	<b>44</b>
<b>Портянко В. В.</b>	<i>Інститут морської біології НАН України</i>	<b>52</b>
<b>Пришляк С. П.</b>	<i>Інститут гідробіології НАН України</i>	<b>46</b>
<b>Садченко Н. М.</b>	<i>Ліцей №15, м. Чернігів</i>	<b>48</b>
<b>Сандул А. М.</b>	<i>Дніпровський національний університет імені Олеся Гончара</i>	<b>34</b>
<b>Симонова Н. А.</b>	<i>Національний університет «Чернігівський колегіум» імені Т.Г. Шевченка</i>	<b>49</b>

<b>Скоблей М. П.</b>	<i>Інститут гідробіології НАН України</i>	<b>50</b>
<b>Снігірьова А. О.</b>	<i>Інститут морської біології НАН України</i>	<b>52</b>
<b>Циганенко І. Б.</b>	<i>Дніпровський національний університет імені Олеся Гончара</i>	<b>54</b>
<b>Черняк М. О.</b>	<i>Чернігівська ЗОШ І-ІІІ ступенів № 29 Чернігівської міської ради Чернігівської області</i>	<b>55</b>
<b>Шлапак О. О.</b>	<i>Інститут гідробіології НАН України</i>	<b>21</b>
<b>Ячна М. Г.</b>	<i>Національний університет «Чернігівський колегіум» імені Т.Г. Шевченка</i>	<b>56</b>

Висловлюємо щиро подяку *Батог С. В.* за оформлення обкладинки.