

(*Ceratophyllum sp. L.*), місцями зустрічається ряска триборозенчаста (*Lemna trisulca L.*), але найбільші площі займають зарості водяного різака алоевидного (*Stratiotes aloides Bernh.*)

Особливості розподілу різака алоевидного було вивчено влітку та восени 2012 року на русловій проточній ділянці р. Прип'ять та в затоці. Оцінювали кількісні показники в різних частинах суцільних заростей за прокладеною поперечною трансектою.

Влітку на русловій ділянці відмічалась висока щільність водяного різака, через що листя у рослин було довге, тонке і тендітне; у середньому на 1 м<sup>2</sup> розміщувалось 28 рослин, серед яких дві молоді. Біомаса становила 14,7 кг/м<sup>2</sup>. Восени площі, зайняті водяним різакком, зменшувались, рослини опускалися на дно. На 1 м<sup>2</sup> у середньому розміщувалось 18 рослин із загальною біомасою 14,1 кг. У затоці р. Прип'яті восени біомаса водяного різака біля берега становила 9,1 кг/м<sup>2</sup>, на цій площі знаходилося у середньому 18 рослин з тонким ламким листям і середньою вагою 0,51 кг. Таким чином, у руслі формуються більш щільні зарості з високою біомасою. Влітку 2012 р. максимальна біомаса досягала 15 кг/м<sup>2</sup>, у середньому 9,5 кг/м<sup>2</sup>, тобто близько 38 кг сирової маси на погонний метр русла без заток і близько 100–150 кг на погонний метр русла із затоками. Щільність заростей залежала від гідрологічних умов та просторового розташування заростей.

Як показали результати, після розчистки річки біомаса різака алоевидного в проточному руслі зменшилась приблизно у 1,5–2,0 рази (у в середньому до 5,0–7,5 кг/м<sup>2</sup>, а в затоках – приблизно у 2–3 рази (до 4,0–4,5 кг/м<sup>2</sup>). Також було відмічено покращення гідрологічного режиму, зокрема збільшилась пропускна здатність русла, швидкість течії зросла з 0,015–0,025 до 0,035–0,038 м/с. Покращився також і кисневий режим річки – вміст розчиненого кисню становив 7–10 мг О<sub>2</sub>/л, температура води під час досліджень становила 15–18°C. Явища задухи не відмічались.

***И.А. Морозовская***

*Институт гидробиологии НАН Украины, Киев, Украина  
e-mail: mirisk\_a@bigmir.net*

### **О ВСЕЛЕНИИ ДРЕЙССЕНЫ БУГСКОЙ (*DREISSENA BUGENSIS* ANDR.) В ВОДОЕМЫ-ОХЛАДИТЕЛИ АЭС**

Как правило, первоначально в водоемы происходит вселение *Dreissena polymorpha* Pall., которая, в дальнейшем, может быть вытеснена другим видом – *Dreissena bugensis* Andr. Однако, эти два вида дрейссены могут сосуществовать не вытесняя друг друга полностью (Zhulidov et al., 2013).

В водоеме-охладителе Хмельницкой АЭС появление *Dreissena polymorpha* произошло в 2002–2003 гг. Популяция бурно развивалась, и в течение двух сезонов были заселены практически все пригодные для прикрепления субстраты (камни, древесина, бетонные укрепления плотины и подводного канала). В каналах с умеренным течением на твердых облицовках дрейссена формировала поселения в виде друз, покрывая сплошным ковром сотни и тысячи квадратных метров откосов и дна. В 2005 г. биомасса дрейссены в среднем по водоему в бентосе достигала 2,0 кг/м<sup>2</sup>, летом 2006 г. – 3,8 кг/м<sup>2</sup>, в 2007 г. летом и осенью снизилась до 1,7 кг/м<sup>2</sup>. В 2008–2009 гг. биомасса в среднем была до 2 кг/м<sup>2</sup>. В перифитоне

биомасса дрейссены достигала  $22 \text{ кг/м}^2$ . Общий запас дрейссены в подводющем канале в 2006 г. составил около 630 т, на плотине – около 1530 т. (Протасов, Силаева, 2012). В 2011 г. на водоеме-охладителе произошли серьезные изменения, связанные со значительным снижением уровня воды в течение осенне-зимнего периода. По данным обследований гидросооружений в сентябре 2012 г. обилие популяции дрейссены резко сократилось. На плотине на глубине около 2 м отмечено поселение молоди дрейссены в виде неширокого пояса, в подводющем канале от 5 до 8 м бетон был покрыт ракушей с редкими моллюсками и друзами.

В 2012 г. в водоеме-охладителе ХАЭС было зарегистрировано появление второго вида дрейссены – *D. bugensis*, которая была встречена в восточном и западном районах водоема, в отдельных пробах ее обилие составляло до 17% численности и до 15% биомассы суммарных показателей двух видов дрейссены. В 2013 г. исследования на водоеме показали полную натурализацию *D. bugensis*. Популяция дрейссены бугской растет и расширяет занятые местообитания. Этот моллюск обнаружен во всех районах водоема. В настоящее время на плотине и в подводющем канале преобладает дрейссена бугская. На плотине отмечено увеличение ее численности и биомассы с увеличением глубины. Так, на глубине 3 м численность была  $11300 \text{ экз/м}^2$ , на 6 м –  $48400 \text{ экз/м}^2$ , биомасса на 3 м –  $757 \text{ г/м}^2$ , на 6 м –  $4343 \text{ г/м}^2$ . Численность дрейссены полиморфной была максимальной на 4 м –  $600 \text{ экз/м}^2$ , биомасса –  $27 \text{ г/м}^2$ . В подводющем канале, как и на плотине, количественные показатели дрейссены бугской увеличивались с глубиной, численность достигала  $81100 \text{ экз/м}^2$ , биомасса –  $8900 \text{ г/м}^2$ .

Возникает вопрос, как будут дальше развиваться популяции дрейссены, произойдет ли вытеснение дрейссены полиморфной дрейссеной бугской, как это произошло в водоеме-охладителе Чернобыльской АЭС. С начала существования водоема-охладителя ЧАЭС (1978 г.) в составе его экосистемы был отмечен один вид – *D. polymorpha* (Протасов, Силаева, 2012). Поселения прикрепленных моллюсков этого вида концентрировались в наиболее холодной части, в основном – в подводющем канале. В 1990 г. было отмечено появление второго вида дрейссенид – *D. bugensis* (Лукашев, 2001). В зонах влияния подогретых сбросов в 1999 г. доминировала *D. polymorpha*, однако, по мере приближения к зонам минимальных температур все более доминировала дрейссена бугская. После остановки станции в 2000 г. практически во всех биотопах доминировал последний вид. Наименьшая биомасса бентосных поселений дрейссены в августе 2000 г. отмечена в зоне старой холодной части ( $1668 \text{ г/м}^2$ ), а наибольшая ( $10352 \text{ г/м}^2$ ) – в старой теплой части водоема (Модельні групи ..., 2002).

По нашим данным преобладание *D. bugensis* над *D. polymorpha* по количественным показателям в 2013 г. было очень значительным. *D. polymorpha* встречалась вместе с *D. bugensis*, причем ее доля в численности двух видов составляла лишь от 2,0 до 25,5%, преобладание *D. bugensis* по биомассе составляло до 99%. Биомасса дрейссены бугской в водоеме-охладителе ЧАЭС достигала  $13860 \text{ г/м}^2$  в теплой части водоема,  $8374 \text{ г/м}^2$  – в холодной. Биомасса дрейссены полиморфной была  $457 \text{ г/м}^2$  в теплой части,  $1044 \text{ г/м}^2$  – в холодной.

Таким образом, можно предположить, что появление второго вида дрейссены в водоеме-охладителе Хмельницкой АЭС пойдет по пути формирования сообществ двух видов, как это произошло в водоеме-охладителе ЧАЭС, но при преобладании дрейссены бугской.

*Л.В. Музика*

*Житомирський державний університет імені Івана Франка, Житомир, Україна  
e-mail: Lidiya.Muzyka@ukr.net*

## **ОСОБЛИВОСТІ РОЗПОДІЛУ КАРОТИНОЇДНИХ ПІГМЕНТІВ В ОРГАНІЗМІ LYMNAEA STAGNALIS**

Погіршення умов існування, в тому числі і прогресуюче зростання токсичності середовища, по-різному впливає на стан гідробіонтних спільнот у ньому: одні види мігрують із зони забруднення, інші ж виробляють певні фізіолого-біохімічні механізми адаптації до дії стрес-факторів. Одним із важливих показників стану організмів у водному середовищі є вміст в організмі молюсків біологічно активних речовин – каротиноїдів, зміна концентрації яких є одним із молекулярних механізмів адаптації організму до дії негативних чинників навколишнього середовища (Колупаєв Б.И., Бедова П.В., 1997). Рівень цих пігментів в тканинах молюсків свідчить про стан системи антиоксидантного захисту і фізіологічного стану організму в цілому (Поспелова, 2008). Крім того, вони виконують функцію підтримання життєздатності організмів за умов дефіциту кисню або забруднення навколишнього середовища токсикантами, беруть активну участь в окисно-відновних процесах клітини, окисленні ненасичених жирних кислот, можуть виступати як акцептор гідрогену, в аеробних умовах окислюють фізіологічні активатори аргінази, мають антиканцерогенну та імунномодулюючу дію (Шашкіна М.Я., 1999). Саме тому, вивчення вмісту та розподілу каротиноїдів в організмі *L. stagnalis* і стало метою нашого дослідження.

Матеріал дослідження : 20 екз. *Lymnaea stagnalis* (Linnaeus, 1758), зібраних у серпні 2013 року в басейні р. Тетерів (м. Житомир). Термін аклімації становив 14 діб, що вважається достатнім для формування адаптивних механізмів у гідробіонтів (Хлебович В. В., 1981). У тварин препарували гепатопанкреас, мантию та ногу. Гемолімфу отримували за методикою Таргетта в модифікації А.П. Стадниченко (Стадниченко А.П., 1970). Масу досліджуваних об'єктів вимірювали на електронних вагах WPS1200/С. Зразки тканин гомогенізували і проводили екстракцію гексаном. Вміст каротиноїдів визначали за методикою (Tailor et al., 1976). Цифрові матеріали оброблено методами варіаційної статистики (Лакін Г.Ф., 1973). Всього виконано 80 біохімічних аналізи.

Каротиноїди не синтезуються в організмі молюсків, але можуть поступати з їжею, накопичуватися і модифікуватися в тканинах і органах (Бріттон, 1986). До організму *L. stagnalis* каротиноїди потрапляють з одноклітинних зелених та нитчастих водоростей, вищих водних рослин, котрі надходять в кількостях, що перевищують енергетичні потреби молюска в 1,2 – 11,2 рази (Стадниченко А.П., 2004).

Встановлено, що в організмі *L. stagnalis* концентрація ксантофілів складає  $6,40 \pm 1,61$  в гемолімфі,  $216,55 \pm 38,52$  в гепатопанкреасі,  $194,77 \pm 47,38$  в мантиї та  $91,69 \pm 14,63$  в носі мг/г сирої тканини. Інша картина відмічена для  $\beta$ -каротину. Так, у гемолімфі вміст  $\beta$ -каротину становить  $0,94 \pm 0,23$ , у гепатопанкреасі –  $41,59 \pm 10,06$ , у мантиї –  $28,72 \pm 6,99$ , у носі –  $13,52 \pm 2,16$  мг/г сирої тканини. Аналізуючи тканинну специфіку вмісту ксантофілів відмічаємо різний їх розподіл в організмі молюсків, що пов'язано з метаболічною активністю цих тканин. Найбільша кількість ксантофілів містилася в гепатопанкреасі, оскільки він є метаболічно найактивнішою тканиною і виконує бар'єрну функцію. Найнижчим показником характеризується гемолімфа. Для відновленого  $\beta$ -каротину спостерігається така ж тенденція тканинно-специфічного розподілу: найвищий показник відмічається у гепатопанкреасі, а

найнижчий в гемолімфі. Зазначимо, що це може бути пов'язано зі недосконалістю гемолімфи у здійсненні міжтканинної взаємодії (Проссер Л., 1977). Крім того, гемолімфа забезпечує внутрішні органи і тканини моллюсків поживними речовинами, відіграє важливу роль в обміні речовин, сприяє екскреції продуктів метаболізму нирками та іншими органами, постійно створює і підтримує рівновагу внутрішнього середовища (іонний склад, осмотичний тиск), бере участь у підтриманні гідростатичного тиску. Саме тому вона слугує джерелом перенесення каротиноїдів, в той час як депонування цих сполук активно відбувається у гепатопанкреасі.

**Т.О. Мусій**

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

## **ПОРІВНЯННЯ РОСТОВИХ ХАРАКТЕРИСТИК КУЛЬТУР ТРЬОХ ВИДІВ ВОДРОСТЕЙ З РОДУ DESMODESMUS**

Аналіз численних літературних джерел свідчить про те, що водорості відзначаються значною мінливістю ростових, фізіологічних і біохімічних процесів та реакції на вплив різноманітних зовнішніх чинників на рівні не лише відділів, але й навіть видів. В зв'язку з цим, становить суттєвий інтерес порівняння інтенсивності росту в однакових умовах близькоспоріднених водоростей, зокрема різних видів, що належать до одного роду.

*Метою роботи* було порівняння ростових і розмірних характеристик видів водоростей з роду *Desmodesmus*, які широко використовуються у дослідницькій практиці.

*Матеріали й методи.* Об'єктами досліджень були три види представників родини *Desmodesmaceae*, роду *Desmodesmus* – *D. brasiliensis* (Bohlin) E.Hegew.; *D. subspicatus* (Chodat) E.Hegew. et A.Schmidt; *D. armatus* (Chodat) E.Hegew. Водорості вирощували у накопичувальній культурі на середовищі Фітцджеральда в модифікації Цендера й Горема в однакових умовах зовнішнього середовища: температура 25–30°C освітленість 3,5–4 клк, чергування світло-темнових періодів 12:12. В одному з варіантів *D.brasiliensis* вирощували на середовищі Тамія.

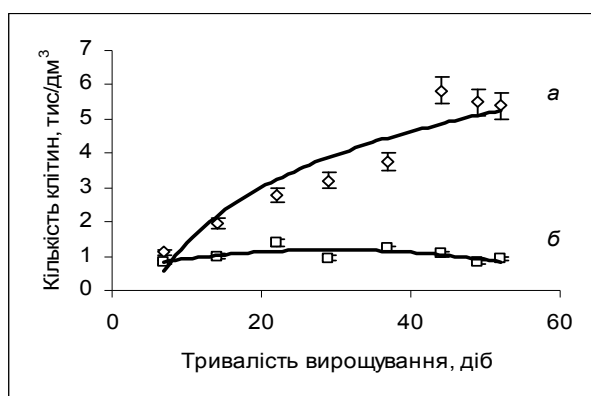
Кількість клітин підраховували у світловому мікроскопі ЛОМО АУ-26. Для аналізу використовували середнє з 6–9 біологічних повторностей. Розміри клітин встановлювали за допомогою окуляр-мікрометра. Розрахунок проводили на 100 клітин.

*Одержані результати та їх обговорення.* У світовій практиці одним з найбільш оптимальних для культивування зелених водоростей вважається середовище Тамія. У колекції живих культур Інституту гідробіології НАНУ більшу частину водоростей тривалий час вирощують на поживному середовищі Фітцджеральда в модифікації Цендера й Горема. Для порівняння інтенсивності росту водоростей на цих середовищах, в одному з варіантів *D.brasiliensis* було посіяно на середовище Тамія. Виявилось, що для даного виду водоростей це середовище менш придатне, ніж середовище Фітцджеральда. Культура на ньому росла значно повільніше, досягала набагато нижчої густини, а стаціонарна фаза починалась приблизно на 10 днів раніше, ніж на середовищі Фітцджеральда (рис. 1). Кращі показники

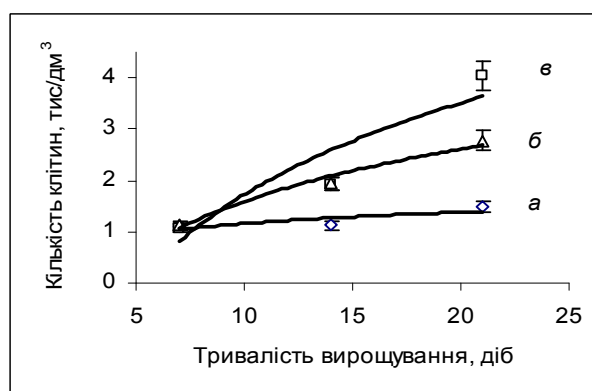
росту на середовищі Фітцджеральда можуть бути зумовлені тривалою адаптацією водоростей до таких умов.

Як свідчать результати експериментів, інтенсивність росту досліджених водоростей в однакових умовах відзначається суттєвими видовими особливостями (рис. 2).

Найнижчою інтенсивністю росту в умовах досліду характеризувався *D.armatus*, причому для нього встановлено й найдовшу тривалість лаг-фази – близько 10 діб. Найбільша інтенсивність росту встановлена для *D.subspicatus*, для *D.brasiliensis* одержано проміжні показники. За три тижні вирощування досліджуваних культур з близькою вихідною густиною посіву (близько 1 тис кл/дм<sup>3</sup>) чисельність *D.armatus* зросла менш, ніж у 1,5 разів, тоді як кількість клітин *D.brasiliensis* збільшилась у 2,5, а *D.subspicatus* – у 3,8 разів. Проте після трьох тижнів досліду ріст *D.subspicatus* припинився, що свідчить про вихід культури на стаціонарну стадію. Водночас інтенсивний ріст *D.brasiliensis* спостерігався набагато довше – до 6 тижнів, після чого наростання його чисельності також уповільнилось.

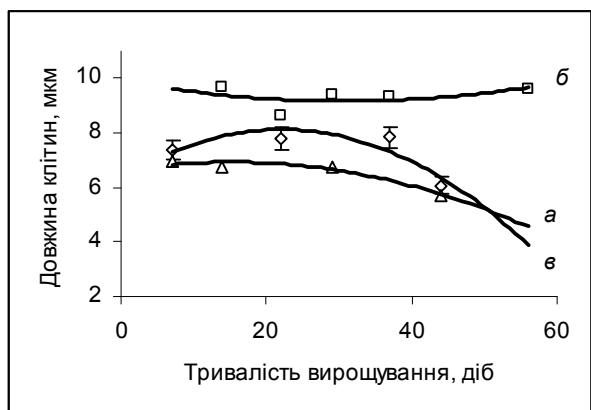


**Рис. 1.** Динаміка чисельності *D. brasiliensis* при вирощуванні на середовищі Фітцджеральда (а) та Тамія (б)

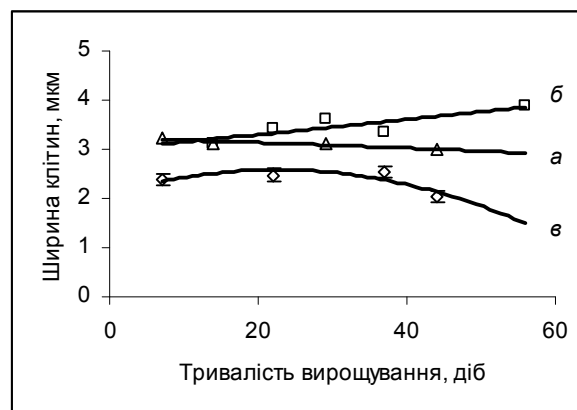


**Рис. 2.** Динаміка чисельності *D. armatus* (а), *D. brasiliensis* (б) і *D. subspicatus* (в)

Цікаві тенденції спостерігались щодо розмірних характеристик клітин. Найбільші розміри встановлені для *D. brasiliensis* (довжина 8,62–9,65 мкм, ширина 3,13–3,90 мкм), для двох інших видів показники були дещо нижчими і менше відрізнялись між собою: довжина 5,72–6,93 і 6,08–7,84 мкм та ширина 2,99–3,23 й 2,04–2,54 мкм відповідно для *D.armatus* і *D.subspicatus*. Проте протягом терміну вирощування спостерігались неоднозначні зміни розмірних характеристик водоростей (рис. 3, 4).



**Рис. 3.** Довжина клітин *D. armatus* (а), *D. brasiliensis* (б) і *D. subspicatus* (в) в процесі вирощування



**Рис. 4.** Ширина клітин *D. armatus* (а), *D. brasiliensis* (б) і *D. subspicatus* (в) в процесі вирощування

Для *D.armatus* протягом терміну вирощування розміри менше відрізнялись від середніх значень, але для нього, як і для *D.subspicatus*, спостерігались деяке збільшення розмірів на стадії інтенсивного росту і тенденція до наступного здрібнення клітин. Водночас в культурі *D.brasiliensis* клітини з часом дещо збільшувалися, особливо, в ширину.

*Висновки.* 1. Досліджені три види р. *Desmodesmus* в однакових умовах відзначаються різною інтенсивністю росту. 2. В даних експериментальних умовах *D.brasiliensis* відзначається більш високим ростовим потенціалом порівняно з *D.armatus* та *D.subspicatus*. 2. Розміри клітин водоростей р. *Desmodesmus* залежать від фази росту культур, що необхідно враховувати, наприклад, при дослідженнях систематичного плану.

***І.М. Незбрицька***

*Інститут гідробіології НАН України, Київ, Україна*  
*e-mail: inna.nezbrytska@mail.ru*

## **ВПЛИВ КОРОТКОЧАСНОГО ВИСОКОТЕМПЕРАТУРНОГО СТРЕСУ НА АНТИОКСИДАНТНУ АКТИВНІСТЬ РІЗНИХ ВИДІВ МІКРОВОДОРОСТЕЙ**

Тепловий стресор – чинник, який діє на всі без винятку групи організмів, в тому числі і водорості. Одним з найбільш ранніх проявів, що спостерігаються у водоростей під впливом різних несприятливих чинників зовнішнього середовища є посилення вільнорадикальних процесів, і, як наслідок, активація перекисного окиснення ліпідів. Це, в свою чергу, призводить до серйозних пошкоджень мембран і викликає істотні порушення їх структури і функцій. У зв'язку з цим в умовах стресу для гальмування розвитку окиснювальних процесів у рослин включається система антиоксидантного захисту.

Метою нашого дослідження було вивчити вплив короточасного високотемпературного стресу на антиоксидантну активність у різних видів *Cyanophyta* (*Cyanoprokaryota*, *Cyanobacteria*) та *Chlorophyta*.

В роботі використовували культури синьозелених водоростей – *Microcystis aeruginosa* Kütz. emend. Elenkin. HPDP-6; *Aphanocapsa planctonica* (G.M.Sm.) Komarek et Anagn. (= *Microcystis pulverea* (Woodw.) Forti emend Elenkin, HPDP-30); *Phormidium autumnale* f. *uncinata* (C. Agardh.) N.V. Kondrat. HPDP-36; і зелених – *Tetraedron caudatum* (Corda) Hansg. IBASU-A 277 та *Scenedesmus brasiliensis* (Bohl) Hegewald IBASU-A 273.

Досліджувані водорості піддавали високотемпературному стресу шляхом нагрівання суспензії культур в колбах на водяній бані при температурі 38-40 °C по 20 хв протягом трьох діб. Контролем слугували культури без теплової обробки. Для визначення антиоксидантної активності мікрowodоростей застосовували метод з окисненням дезоксирибози в системі, що генерує радикали. Дезоксирибоза окиснюється гідроксильними радикалами, що утворюються в реакції Фентона і розпадається до малонового альдегіду. Чим менша кількість малонового альдегіду утворюється після впливу сильного окисника, тим більше антиоксидантна активність водоростей і навпаки. Антиоксидантну активність мікрowodоростей розраховували на вміст ліпідів і суху масу.

Отримані результати показали, що у синьозелених водоростей *Aphanocapsa planctonica* та *Phormidium autumnale* f. *uncinata* показники кількості малонового альдегіду в розрахунку на вміст ліпідів в дослідних варіантах істотно не відрізнялися від контрольних, тобто антиоксидантна активність клітин після впливу теплового стресу практично не змінилася. У *Microcystis aeruginosa* кількість малонового альдегіду в дослідному варіанті в розрахунку на вміст ліпідів після дії сильного окиснювача дещо зменшилася у порівнянні з контролем (в 1,3 рази), що може свідчить про підвищення антиоксидантної активності водорості.

У зелених водоростей *Scenedesmus brasiliensis* та *Tetraedron caudatum* в дослідних варіантах у порівнянні з контролем, навпаки, спостерігалось збільшення кількості малонового альдегіду в розрахунку на вміст ліпідів (в 1,2 та 1,5 рази відповідно), тобто їх антиоксидантна активність в умовах впливу короточасного високотемпературного стресу зменшувалася.

Отримані закономірності збереглися і у випадку розрахунків кількості малонового альдегіду на суху масу водоростей.

Таким чином, отримані нами результати свідчать про те, що антиоксидантна активність досліджуваних видів синьозелених водоростей як в розрахунку на вміст ліпідів, так і на суху масу, або не змінювалася в результаті короточасного теплового шоку, або спостерігалось незначне її збільшення. В той же час, у обох вивчених зелених водоростей цей показник, навпаки, зменшувався в умовах високотемпературного стресу, що може свідчити про більшу чутливість їх до цього стресора.

Отже, зміна антиоксидантної активності, поряд з іншими фізіолого-біохімічними показниками, може бути «маркером» чутливості різних видів мікроводоростей до впливу високих температур.

**О.О. Пархоменко**

*Інститут гідробіології НАН України, Київ, Україна  
e-mai: sanangel@bigmir.net*

## **ВНЕСОК МАКРОФІТІВ У ФОРМУВАННЯ ОПРОМІНЕННЯ ЕМБРІОНІВ РИБ КИЇВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА**

Нашими попередніми дослідженнями показано, що опромінення більшості видів статевозрілих прісноводних риб в основному формуються радіонуклідами, які зосереджені у донних відкладах. Однак відомо, що більшість прісноводних риб за типом розмноження належить до фітофільної групи, тобто використовують вегетуючу та відмерлу рослинність якості субстрату для розміщення ікри. Таким чином, радіонукліди, що накопичилися у рослинах можуть виявитися додатковим джерелом опромінення риб на ранніх, найбільш радіо чутливих стадіях розвитку. Мета роботи – визначити внесок радіонуклідів, що накопичені макрофітами, у формування сумарної дози опромінення риб на ембріональній стадії розвитку.

Розрахунки проведено на прикладі даних про вміст  $^{90}\text{Sr}$  та  $^{137}\text{Cs}$  в абіотичних (донні відклади) та біотичних (макрофіти, риби) компонентах екосистеми Прип'ятьського відрогу

Київського водосховища за період 2010–2012 рр. Вміст  $^{90}\text{Sr}$  та  $^{137}\text{Cs}$  у донних відкладах, водних рослинах та рибах наведено у Бк/кг природної вологості. Вираз «вміст радіонуклідів у м'якій рослинності» означає усереднені показники вмісту радіонуклідів у зелених нитчастих водоростях роду *Cladophora* та у кількох видах занурених вищих водних рослин – рдеснику гребінчастому, рдеснику пронизанолистому, водопериці колосистій, елодеї канадській, куширі зануреному. При розрахунках дозових навантажень використовували довідкові матеріали. Поля випромінювання, що утворюються  $\gamma$ -випромінюванням депонованих у донних відкладах радіонуклідів, розраховували з урахуванням ослаблення водними масами.

Більшість промислових риб Київського водосховища (лящ, плітка, плоскирка, карась звичайний, карась сріблястий, лин, синець, судак, щука, сазан, сом та інш.) за характером розмноження належать до літофільної групи і використовують у якості нерестового субстрату вегетуючу м'яку рослинність, а також корені та залишки відмерлих макрофітів. Серед них є види, які поєднують якості літофільних та фітофільних риб, або відносяться до субстрату індиферентно.

При розрахунках дози опромінення ембріонів риб від зосереджених у рослинному субстраті радіонуклідів враховували особливості розповсюдження  $\beta, \gamma$ -випромінювання у різних середовищах.  $\gamma$ -складову визначали шляхом розрахунку активності  $i$ -го радіонукліда субстрату в об'ємі води:

$$P = \sum C_{plan(i)} Kd_{(i)(\gamma)}, \quad i=1, k \quad (1)$$

$$C_{plan(i)} = A_{Splan(i)} / m_{wat}$$

де  $C_{plan(i)}$  – об'ємна активність субстрату Бк/л;  $A_{Splan(i)}$  – активність рослин на одиницю площі (еквівалент щільності забруднення поверхні), Бк/м<sup>2</sup>;  $m_{wat}$  – маса (об'єм) води на одиниці площі нерестовищ, л/м<sup>2</sup>.

$\beta$ -складову випромінювання субстрату наступним чином:

$$P_{\beta i} = 0,5 \cdot 86400 A_{mi} <E_i> \rho_y / \mu_{yi} [1 - \exp(-\mu_{yi}y)][1 - \exp(-\mu_{xi}x)] (\rho_x x)^{-1} \quad (2)$$

де 86400 – коефіцієнт, який враховує кількість секунд у добі;  $P_{\beta i}$  – потужність дози, Гр/доба;  $A_{mi}$  – концентрація  $i$ -го радіонукліда у субстраті, Бк/кг природної вологості;  $<E_i>$  – середня енергія  $\beta$ -випромінювання  $i$ -го радіонукліда, Дж/розпад;  $\rho_y (\rho_x)$  – щільність субстрату (ікри), кг/см<sup>3</sup>;  $\mu_{yi} (\mu_{xi})$  – коефіцієнт лінійного ослаблення  $\beta$ -випромінювання  $i$ -го радіонукліда в субстраті (ікри), см<sup>-1</sup>;  $y$  – товщина субстрату (рослини) см;  $x$  – діаметр ікринки, см.

При розрахунках виходили з того, що товщина листових пластинок занурених рослин складає 0,05–0,2 мм (у середньому 0,1 мм), відмерлих стебел рогозу та очерету – більш, ніж 8 мм, фітомаса вегетуючої м'якої рослинності досягає 0,3 кг/м<sup>2</sup>, діаметр ікринок фітофільних риб – 1–3 мм. Вміст  $^{90}\text{Sr}$  у вегетуючій м'якій рослинності складав 2,5,  $^{137}\text{Cs}$  – 50 Бк/кг, у відмерлій рослинності – 1,8 и 50 Бк/кг, відповідно. Підставляючи наведені величини до формули 1 та 2, отримуємо, що потужність дози, яка утворюється вегетуючою рослинністю становить 15–34 нГр/доба, відмерлою – 19–46 нГр/доба.

Для визначення внеску водної рослинності до сумарної дози опромінення ембріонів риб необхідно оцінити дози, що формуються іншими джерелами. Дозу внутрішнього опромінення ембріонів риб ( $P_{int}$ ) розраховували за формулою:

$$P_{int} = \sum C_{fi} K_{d(i)(\beta)} f_{(i)(\beta)}(x) \quad i = 1, k \quad (3)$$

де  $C_{fi}$  – концентрація  $i$ -го радіонукліда в ікрі, Бк/кг;  $K_{d(i)(\beta)}$  – дозовий коефіцієнт  $i$ -го радіонукліда ( $\beta$ -випромінювання), (Гр/доба)/(Бк/кг);  $k$  – кількість радіонуклідів,  $f_{(i)(\beta)}(x)$  –



коефіцієнт, який враховує внесок енергії  $\beta$ -випромінювання  $i$ -го радіонукліда, що реалізується в ікринці з діаметром  $x$ .

Коефіцієнт  $f_{(i)(\beta)}(x)$  розраховували, виходячи з консервативного припущення про те, що вся активність  $i$ -го радіонукліда зосереджена у центрі ікринки. При цьому було прийнято, що активність радіонуклідів у заплідненій ікрі риб знаходиться на рівні, який зареєстровано у гонадах та м'язах статевозрілих особин. Вміст  $^{90}\text{Sr}$  у згаданих органах і тканинах риб Київського водосховища у середньому становив 1 Бк/кг,  $^{137}\text{Cs}$  – 15 Бк/кг у мирних видів і 50 Бк/кг у хижих. Такий вміст радіонуклідів формує дозу опромінення потужністю 54 нГр/доба у мирних видів та 175 нГр/доба у хижих.

Питома активність  $^{137}\text{Cs}$  у донних відкладах нерестовищ Прип'ятьського відрогу у середньому складає 500 Бк/кг, що обумовлює потужність дози  $\gamma$ -випромінювання на поверхні дна 1950 нГр/доба. Хижаки, що належать до фітофільної групи – щука, судак та сом використовують у якості нерестового субстрату відмерлу рослинність, яка знаходиться безпосередньо на дні. Тому опромінення ембріонів цих видів в основному обумовлене випромінюванням донних відкладів, внесок рослинного субстрату до сумарної дози опромінення не перевищує 2,5 %. Частина мирних видів, такі як лящ, плітка, синець та плоскирка нерестяться на прогрітих мілководдях та відкладають ікру на вегетуючу рослинність. При цьому нерест співпадає з початком вегетації. Можна припустити, що ембріони цих видів розвиваються на відстані 20–35 см від дна. У цьому шарі потужність дози випромінювання радіонуклідів донних відкладів складає близько 1000 нГр/доба. Доза опромінення ембріонів цих видів, яка формується накопиченими у рослинах радіонуклідів, складає приблизно 3 % від загальної.

Деякі фітофільні види (карась сріблястий, карась звичайний, лин, краснопірка) нерестяться при температурі води 20–26 °С, тобто нерест співпадає з періодом активного збільшення біомаси занурених рослин. Тому ікра може бути розташована на відстані 50–70 см від дна, де випромінювання радіонуклідів донних відкладів зменшується у 5–20 разів. Таким чином, за рахунок випромінювання депонованих у рослинах радіонуклідів може формуватися до 20 % сумарної дози опромінення ембріонів цих видів.

Отже, проведені розрахунки показали, що на нерестовищах Прип'ятьського відрогу Київського водосховища потужність опромінення ембріонів риб за рахунок депонованих у рослинах радіонуклідів становить 15–46 нГр/доба. Для більшості видів така доза не перевищує 3,5 % від сумарної дози. Значним, до 20 % сумарної дози, внесок випромінювання рослинного субстрату може формуватися для ембріонів літофільних риб, які нерестяться на значній відстані від дна.

**А.Б. Подругіна**

Інститут гідробіології НАН України, Київ, Україна  
e-mail: [ecos\\_inhydro@ukr.net](mailto:ecos_inhydro@ukr.net)

## **РЕЗИСТЕНТНІСТЬ ГАМАРИД *PONTOGAMMARUS ROBUSTOIDES* S A R S (CRUSTACEA: AMPHIPODA) ДО ЗМІН ТЕМПЕРАТУРИ ВОДНОГО СЕРЕДОВИЩА**

При культивуванні гамарид в регульованих системах водопідготовки велика увага приділяється створенню нових високопродуктивних ліній рачків, управлінню процесом їх росту, розвитку і відтворення. Одним із провідних абіотичних чинників, який впливає на життєздатність тварин на різних етапах онтогенезу, є температура водного середовища. Визначення меж потенційної толерантності гамарид до змін температурного режиму надасть можливість здійснити спрямований вплив на метаболічні процеси та підвищити продуктивність штучних систем.

Представник понто-каспійського фауністичного комплексу *Pontogammarus robustoides* характеризується значною евритермією, що сприяє їх широкому розповсюдженню в водоймах і водотоках (Дедю, 1980; Емельянова, 1994). В природі *P. robustoides* існує в умовах сезонних коливань температури води в межах 4–32°C (Мордухай–Болтовской, 1971; Гигиняк, 1987).

Метою даної роботи було з'ясування діапазону толерантності лабораторних і природних популяцій *P. robustoides* до дії підвищених температур (статичний та динамічний режими), визначення шляхів створення високопродуктивних ліній рачків, як об'єкта масового культивування.

Лабораторна популяція *P. robustoides* утримується в біотехнологічному комплексі Інституту гідробіології НАН України з 2008 р. З метою з'ясування особливостей зміни терморезистентності лабораторної популяції *P. robustoides*, порівняно з природною, у червні 2011 р. було відловлено гамарид *P. robustoides* у літоральній зоні Київського водосховища – урочище Толокунь (температура води – 25°C). До початку експерименту представники природної популяції проходили аклімацію протягом двох тижнів в системах з регульованими параметрами (об'єм 100 дм<sup>3</sup>), середовище – річкова вода.

Порівняльну оцінку рівня теплостійкості представників лабораторної та природної популяцій *P. robustoides* проводили в умовах статичної та динамічної дії чинника. Тварин різних розмірних груп (довжиною 2–8 і 10–17 мм) по 6–12 екз. висаджували у пластикові садки з сітчастим дном (планктонний газ № 72) об'ємом 250 см<sup>3</sup>, які розміщували у скляних ємностях об'ємом 5 дм<sup>3</sup> (статичний режим) і 10 дм<sup>3</sup> (динамічний режим) обладнаних системою термостабілізації, аерації та перемішування води. Середовище – вихідна вода, в якій утримувалися ракоподібні.

У «статичному» варіанті тварин утримували в середовищі з константною температурою (20, 25 (контроль), 29, 30, 31, 32, 35, 38°C; ±0,5°C) і визначали виживаність особин за певний проміжок часу. У «динамічному» – летальну температуру та час переживання тварин в умовах підвищення температури водного середовища зі швидкістю 6 і 12°C/год. Обробку отриманих результатів проводили з використанням стандартних статистичних програм (Statistica 6.0).

Згідно отриманих результатів, за умов статичного впливу підвищених температур водного середовища недіяльна температура (LT<sub>0</sub><sup>24</sup>) для особин *P. robustoides* з лабораторної

популяції становила  $32^{\circ}\text{C}$  ( $LT_{100}^{24} - 35^{\circ}\text{C}$ ), що відповідало межам температурної толерантності представників природної популяції.

За дії статичних температур, що знаходяться поза межами толерантної шкали, виявлено суттєві відмінності рівня теплостійкості між особинами лабораторної та природної популяцій *P. robustoides*. В середовищі з температурою  $35^{\circ}\text{C}$  терморезистентність представників природної популяції *P. robustoides* значно перевищувала показники лабораторної – середній летальний час для молодших та старших розмірно-вікових груп в лабораторній популяції становив відповідно  $149 \pm 5$  і  $157 \pm 6$  хвил., тоді як час переживання 50 % рачків з природної популяції перевищував його відповідно в 1,2 та 1,3 рази ( $p < 0,05$ ).

При температурі  $38^{\circ}\text{C}$  час переживання гамарид суттєво зменшувався, при цьому середній летальний час у особин з природної популяції залишався в 1,2–1,5 рази вищим за показники лабораторної і становив відповідно для молодших розмірно-вікових груп  $22 \pm 1$  і  $18 \pm 2$  ( $p < 0,05$ ), старших –  $32 \pm 3$  і  $20 \pm 1$  хвил. ( $p < 0,05$ ).

Отже, для *P. robustoides* за умов статичного впливу високих температур водного середовища  $LT_0^{24}$  становить  $32^{\circ}\text{C}$ ,  $LT_{100}^{24} - 35^{\circ}\text{C}$ . Наведені результати свідчать про зниження резистентності лабораторної популяції *P. robustoides* до стресової дії екстремальних температур порівняно з природною, що може бути пов'язано з довготривалим утриманням тварин в середовищі з вузьким діапазоном температурних коливань ( $19-25^{\circ}\text{C}$ ).

Оцінка рівня теплостійкості *P. robustoides* в умовах прогресуючого зростання температури водного середовища показала, що в природній популяції середні значення критичного температурного максимуму (КТМ) для молодших і старших розмірно-вікових груп *P. robustoides* майже не відрізнялись і становили відповідно при повільнішому нагріванні середовища ( $6^{\circ}\text{C}/\text{год.}$ )  $38,3 \pm 0,1$  і  $38,6 \pm 0,1^{\circ}\text{C}$  ( $p > 0,05$ ), при підвищенні швидкості нагріву ( $12^{\circ}\text{C}/\text{год.}$ ) –  $39,7 \pm 0,1$  і  $39,7 \pm 0,2$  ( $p > 0,05$ ), у лабораторній популяції –  $37,9 \pm 0,2$  і  $39,6 \pm 0,2$  ( $p < 0,05$ ). На відміну від стресового впливу чинника, при поступовому зростанні температури водного середовища, у лабораторній популяції *P. robustoides* терморезистентність старших особин не поступається рівню показника природної популяції. При цьому адаптаційні можливості молодшої розмірно-вікової групи рачків лабораторної популяції зменшуються, що проявляється у підвищенні їх чутливості, зниженні теплостійкості та збільшенні амплітуди індивідуальної мінливості. Можна припустити, що утримання культури *P. robustoides* в умовах незначної амплітуди коливань температурного режиму посилює диференціацію розмірно-вікових груп за рівнем теплостійкості та здатність адаптуватися до підвищення температури порівняно з особинами природної популяції.

Таким чином, *P. robustoides*, як представник літоральних біоценозів мілководдя та зони заплеску, характеризується достатньо високим діапазоном толерантних температур і може використовуватися, як об'єкт масового культивування. Застосування астатичного температурного режиму при штучному утриманні *P. robustoides*, а також в процесі масового культивування сприятиме підвищенню продуктивності виду.

**Ю.А. Подунай**

Карадагский природный заповедник НАН Украины, Украина, Феодосия  
e-mail: grab-ua@yandex.ru

### **ПОЛОВОЕ ВОСПРОИЗВЕДЕНИЕ *ULNARIA ACUS* (KÜTZING) M.ABOAL (BACILLARIOPHYTA)**

На современном этапе все большую роль приобретает изучение полового воспроизведения диатомовых водорослей, как дополнение к активно используемым молекулярно-генетическим методам и электронной микроскопии. Последние нуждаются в объективном подтверждении, например, в соответствии с биологической концепцией вида. Опыты по скрещиванию, основанные на биологической концепции вида, помогают разграничить виды и становятся критически важными, когда не удается должным образом интерпретировать наблюдаемые молекулярные и морфологические различия. *Ulnaria acus* (Kützing) M.Aboal изучается уже долгое время. Она входит в состав доминирующих видов фитопланктона некоторых пресных водоемов, например, озера Байкал, вносит существенный вклад в пищевые сети и круговорот кремния, используется в качестве биостратиграфического маркера палеолетописи плейстоцена и голоцена. Благодаря своему широкому распространению и значению в пресных водоемах на данный момент оказались хорошо изученными морфология и ультраструктура панциря этого вида, расшифрованы последовательности митохондриальных и хлоропластных генов. В то же время информация об особенностях полового воспроизведения полностью отсутствует.

Клоны *Ulnaria acus* (Kützing) M.Aboal были предоставлены коллегами из Института биологии внутренних вод (Борок). Клоны были выделены из популяции оз. Фролиха, которое рекой с одноименным названием соединяется с озером Байкал в северо-восточной его части. Культуры содержались на среде, близкой по составу к среде Dm. Культивирование проводили в стеклянных чашках Петри диаметром 5-9 см, высотой 0,9-1,4 см при наполнении средой от 8 до 45 мл соответственно размеру чашки. Чашки находились в изолированной комнате с постоянной температурой  $20 \pm 2$  °C на полках у окон, обращенных на север, – таким образом обеспечивалось естественное освещение. Однако, поскольку оптимальным для роста *U. acus* является температура 12-14 °C, то экспериментальные чашки со скрещенными посевами содержались при температуре 14-16 °C. Для скрещивания использовали культуры, находящиеся в экспоненциальной фазе роста, которая поддерживалась еженедельным пересевом в свежую питательную среду. Для наблюдения использовали микроскопы МБС-9 (ЛОМО, СССР) и Biolar PI (PZO, Польша).

На пятые-шестые сутки после посева в свежую среду в смесях клонов противоположного пола можно обнаружить случаи гаметогенеза. Все сформировавшиеся гаметы имели сферическую форму, поэтому сразу не удавалось установить половую принадлежность исследуемых клонов. Однако, в дальнейшем было показано, что способы образования гамет в мужских и женских клонах различаются. Деление содержимого мужского гаметангия происходит в трансапикальной плоскости. Вначале гаметы имеют продолговатую форму и лежат внутри створок родительской клетки, затем они укорачиваются, округляются и, раздвигая створки гаметангия, выходят наружу. В женском гаметангии деление происходит в апикальной плоскости. Женские гаметы в начале своего развития располагаются пристенно, каждая гамета у своей створки раскрывшегося гаметангия. Затем они постепенно округляются и теряют связь со створкой. По сравнению с

мужскими, развитие женских гамет менее синхронное, часто одна гамета проходит весь путь развития, вплоть до полного округления, быстрее другой. Для некоторых гамет (предположительно мужских) показана способность к вращению, однако структур, обеспечивающих движение не было обнаружено. После копуляции гамет формируется шаровидная зигота, которая вскоре начинает удлиняться. На ранних этапах формирующиеся ауксоспоры имеют удлиненную, слегка изогнутую форму. Ауксоспоры могут формироваться как вблизи створок женского гаметангия, так поодаль, тогда связь с каким-либо гаметангием установить невозможно. Полученные данные показывают, что *U. acus* относится к категории IA2b в системе Гейтлера (Geitler, 1973), классифицирующей модели полового воспроизведения и ауксоспорообразования у диатомовых. Во многих основных чертах половой процесс вида схож с описанным у близкородственной *Ulnaria ulna* (Nitzsch) P. Compère.

В результате межклонового скрещивания имеющихся культур были выделены 7 инициальных клеток гибридов первого поколения. Все они оказались жизнеспособными и продемонстрировали активный рост. Апикальная длина клеток полученных клонов составляла в среднем  $332,2 \pm 2,9$  мкм,  $n=7$  (диапазон размеров 290,6 – 359,8 мкм). После уменьшения клеток до необходимого размера было проведено успешное скрещивание клонов между собой и возвратное скрещивание с родителями. Был определен пол потомства и показана его фертильность. Ни один изученный клон *U. acus* не обнаружил на данный момент способности к внутрикловому воспроизведению.

Сейчас, когда получены данные о половом воспроизведении *Ulnaria acus*, становится возможным длительное содержание вида в культуре, открываются перспективы для изучения его жизненного цикла, системы скрещивания, можно перейти к работам по филогении и биогеографии.

**М.В. Причена, В.П. Пустовгар**

Інститут гідробіології НАН України, Київ, Україна  
e-mail: prichera2013@mail.ru

## **ОЦІНКА ФІЗІОЛОГІЧНОГО СТАНУ ПРИРОДНИХ ПОПУЛЯЦІЙ ОКУНЕВИХ РИБ ЗА АКТИВНОСТЮ ЛУЖНОЇ ФОСФАТАЗИ ТА ЛАКТАТДЕГІДРОГЕНАЗИ**

Змінення умов існування риб зумовлені токсичним забрудненням водних екосистем, зарегулюванням стоку річок, що, в свою чергу, викликає зміни іонного складу води та температурного режиму, підвищення рівня евтрофікації та ін. Це призводить до розвитку біохімічних пристосувальних реакцій у організмі гідробіонтів. В міру нагальної потреби організму в енергетичних ресурсах у риб відбувається активація ферментативних систем спрямована на забезпечення енергією адаптивних відповідей до зміненого середовища (Ram et al., 1985, Sajaraville et al., 2000).

У вищерозглянутих процесах активно залучені ферменти фосфорного та енергетичного обміну – лужна фосфатаза (ЛФ) та лактатдегідрогеназа (ЛДГ). Відомо, що ЛДГ є маркерним ферментом, що характеризує напрямок проходження енергетичних процесів у риб. Зміна активності цього ферменту може свідчити про гіпоксію, наявність стресуючих умов, коливання рівня мінералізації води та ін (Tseng et al., 2008, Martinez et al., 2009). В свою чергу лужна фосфатаза – фермент, що відповідає за молекулярну проникливість клітин, фосфориляцію фосфоліпідів та вуглеводів. Крім того, вона активно залучена в аутофагічні та катаболітичні процеси (Ram and Sathaganeson, 1985). З вищесказаного варто зазначити, що зміна активності цих ферментів може свідчити про адекватність відповіді організму на дію абіотичних та антропогенних чинників.

Метою наших досліджень було встановити відповідність зміни активності ЛФ та ЛДГ в залежності від умов існування двох представників родини окуневих – судака звичайного *Sander lucioperca L.* та окуня річкового *Perca fluviatilis L.* та можливість використання цих показників для оцінки фізіологічного стану популяцій риб.

Відлов риб здійснювали вудковими та сітковими знаряддями лову в оз. Кирилівське, оз. Бабине, р. Рось (Білоцерківське середнє водосховище) у серпні та вересні. Кров відбирали з серця, потім заморожували при  $-18\text{ }^{\circ}\text{C}$ , центрифугували для відділення її плазми 15 хв. при 4 тис. обертах. У плазмі крові визначали активність ЛФ і ЛДГ, використовуючи комерційні набори реагентів «Філісіт-Діагностика» (Україна).

За результатами наших досліджень встановлено зростання активності лужної фосфатази (на 28,7%) у судака, що мешкає у оз. Кирилівське порівняно з рибами, які було виловлені у р. Рось. Аналогічна залежність спостерігається у іншого представника родини окуневих – окуня. Відмічено збільшення активності цього ферменту в окуня з оз. Кирилівське та р. Рось порівняно з оз. Бабине на 68,4 % та 48,6 % відповідно. Підвищення цього показника свідчить про напруженість умов існування риб у оз. Кирилівське внаслідок надходження до водойми різноманітних забруднюючих речовин, що підтверджується гідрохімічними дослідженнями. Тому надходження у водне середовище токсинів навіть у незначній кількості викликає певні зміни у активності лужної фосфатази. При цьому відбувається корекція обмінних процесів у окуня та судака. Морфо-фізіологічні дослідження риб підтверджують вищезгадані припущення. Оскільки відзначено зростання індексу печінки у судака з оз. Кирилівське на 47,1% порівняно з рибами, виловленими з р. Рось. У окуня з оз. Кирилівське цей показник вище на 45% і 8,5% більше порівняно з рибами, що

мешкають у оз. Бабине та р. Рось. Тобто печінка як орган, що відповідає за компенсаторні реакції організму, реагує на надходження до організму токсинів збільшенням своєї маси, а лужна фосфатаза приймає участь у виведенні метаболітів з організму і цим сприяє розвитку адаптивних механізмів при локальному забрудненні водойми. Незначна активність ЛФ у риб з оз. Бабине порівняно з р. Рось та оз. Кирилівське вказує на більш стабільні умови цієї водойми, що, в свою чергу, сприяє сталому фізіологічному стану риб.

Дослідження активності ЛДГ у плазмі крові показали зростання цього показника у судаків з оз. Кирилівське (на 27,2%) порівняно з рибами з р. Рось. Збільшення активності ЛДГ відмічено і у окуня з оз. Кирилівське (на 37 %) та р. Рось (на 35,4 %) порівняно з оз. Бабине. Оскільки ЛДГ – фермент, який відповідає за реакцію організму на виникнення стресових ситуацій, можна зробити припущення, що зростання її активності викликане періодичним забрудненням оз. Кирилівське та нестабільним рівнем води р. Рось. До того ж у оз. Кирилівське відбуваються певні зрушення у іонному складі водного середовища, зміна рівня мінералізації води, що також може впливати на активність цього ферменту. Оз. Бабине характеризується найнижчими показниками активності ЛДГ у плазмі крові риб, що свідчить про більш сприятливі умови існування риб, порівняно з оз. Кирилівське та р. Рось. Тобто в цих умов організм риб менше підлягає впливу стресових чинників.

Таким чином наші дослідження показали, що при локальному забрудненні водойм відбувається корекція обмінних процесів, у які активно залучені ферменти ЛФ та ЛДГ, а зміна їхньої активності на прикладі досліджуваних водойм свідчить про сприятливі чи напружені умови існування. На прикладі оз. Кирилівське яскраво простежується позитивна кореляція між зростанням активності цих ферментів та погіршенням умов середовища, що свідчить про надійність використання зазначених показників як біомаркерів для оцінки фізіологічного стану природних популяцій риб та якості водного середовища.

***С.П. Пришляк***

*Інститут гідробіології НАН України, Київ, Україна  
e-mail cerega88@meta.ua*

### **<sup>90</sup>Sr і <sup>137</sup>Cs у вищих водних рослинах київського водосховища**

Київське водосховище – одна з найбільш забруднених радіонуклідами водойма України, а його верхня частина розташована у межах зони відчуження. Тому аналіз закономірностей накопичення радіонуклідів вищими водними рослинами – домінуючого за біомасою компонента водосховища є однією з важливих задач моніторингу радіаційно забруднених водойм. Мета роботи – визначити рівні радіонуклідного забруднення вищих водних рослин різних екологічних груп на різних ділянках водосховища та дослідити особливості накопичення <sup>137</sup>Cs у наземній та підземній частинах рослин.

Проби відбирали упродовж 2010-2011рр. у верхній та середній частині Київського водосховища. Визначали вміст <sup>90</sup>Sr та <sup>137</sup>Cs у рослинах різних екологічних груп: повітряно-водних (очерет звичайний, рогоз вузьколистий); рослинах з плаваючим на поверхні води листям укорінених (гличики жовті, водяний горіх), та не укорінених (сальвінія плаваюча); занурених укорінених (рдесник пронизанолистий, водопериця колосиста) та не укорінених

(кушир занурений). Очерет звичайний, рогіз вузьколистий та глечики жовті розділяли на підземну і наземну частини та визначали вміст  $^{137}\text{Cs}$  у стеблах, листі, кореневищах та коренях. Крім того, досліджували радіонуклідне забруднення донних відкладів у місцях росту рослин. Відбір проб проводили на 5-х станціях, які обрали на підставі аналізу особливостей міграції водних мас в екосистемі Київського водосховища. Станції відбору №№ 1 та 3 розташовані на території Дніпровського відрогу – район руслової частини та літоральна ділянка біля лівого берега, відповідно, №№ 2 та 5 – Прип'ятьського відрогу – літоральна ділянка біля правого берега та район руслової частини, відповідно, № 4 – у середній частині біля лівого берега. Питома активність  $^{137}\text{Cs}$  у донних відкладах станцій 1, 3 та 4 зареєстрована у діапазоні величин 14–25 Бк/кг, на станціях 2 та 5 – 50–3300 Бк/кг.

Питома активність  $^{137}\text{Cs}$  в окремих зразках вищої водної рослинності зареєстрована у діапазоні величин від 5 (рогіз вузьколистий на станції №3) до 588 Бк/кг (кушир занурений на станції № 2),  $^{90}\text{Sr}$  – від 0,5 (очерет звичайний на станції 4) до 50 (кушир занурений на станції 2). При цьому значно відрізнявся вміст радіонуклідів не тільки у рослинах на різних станціях відбору, але й у межах окремих станцій у різних видах. Так, питома активність  $^{137}\text{Cs}$  у рослинах різних видів на станції 1 зареєстрована у межах 7–83 Бк/кг, на станції 5 – 19–240 Бк/кг. Найменший вміст радіонуклідів притаманний для групи повітряно-водних рослин. Дещо вищими були рівні радіонуклідного забруднення рослин з плаваючим на поверхні води листям, а найбільше  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$  накопичували занурені рослини. Так, на всіх станціях питома активність  $^{137}\text{Cs}$  у рогозі вузьколистому була майже на порядок меншою, ніж у рдеснику пронизанолистому. За зростанням питомої активності радіонуклідів ми можемо розташувати досліджені вищі водні рослини, які належать до різних екологічних груп, у наступній послідовності: повітряно-водні рослини < рослини із плаваючим на поверхні води листям < занурені рослини. Тобто найбільше радіонукліда накопичують ті види рослин, для яких характерна найбільша площа контакту вегетуючих органів із водним середовищем. Зазначені співвідношення зареєстровані на усіх досліджених ділянках водосховища.

Аналіз особливостей радіонуклідного забруднення фітоценозів на різних ділянках водосховища показує, що за зростанням вмісту  $^{137}\text{Cs}$  у вищих водних рослинах досліджені нами біотопи можна розташувати у наступній послідовності: станція № 3  $\approx$  станція № 4 < станція № 1 < станція № 5 < станція № 2. Отже, найменші рівні накопичення радіонукліда були притаманні для біотопу, що розташований у Дніпровському відрозі ближче до лівого берега та у середній частині водосховища біля лівого берега. Вміст радіонуклідів у рослинах біотопу, який розташований у Дніпровському відрозі ближче до фарватера був дещо вищим. І, нарешті, у Прип'ятьському відрозі, де спостерігалися найбільші рівні радіонуклідного забруднення рослин, питома активність  $^{137}\text{Cs}$  досягала максимальних величин у рослинах, які відібрані ближче до берега.

Відзначені просторові закономірності формування радіонуклідного забруднення вищої водної рослинності Київського водосховища можна пояснити особливостями міграції водних мас, а з ними й радіоактивних речовин, в екосистемі цієї великої водойми. Основним джерелом надходження радіонуклідів до Київського водосховища є водозбірна територія р. Прип'ять. Тому зрозуміло, що до Прип'ятьського відрогу надходить більше радіонуклідів. У свою чергу, на ділянках із швидкою течією радіонукліди затримується менше, ніж у затоках. Зокрема, фітоценози повітряно-водних рослин утворюють сприятливі умови для затримання та осадження завислих речовин, а саме на зависях акумулюється близько 50 % зосередженого у водних масах  $^{137}\text{Cs}$ . Під час весняних повеней забруднені радіонуклідами



водні маси р. Прип'ять притискаються водами Дніпра до правого берега, де у заростях вищих водних рослин відбуваються процеси осадження  $^{137}\text{Cs}$ . Саме у цей період починається активна вегетація вищих водних рослин і на правобережних ділянках Прип'ятьського відрогу водосховища виникають сприятливі умови для накопичення радіонуклідів фітомасою.

На території Дніпровського відрогу під час повеней потужна течія Дніпра забезпечує проходження водних мас уздовж старого русла Дніпра. До цієї ділянки надходить значно менше радіонуклідів, ніж до Прип'ятьського відрогу і до середньої частини водосховища дніпровські та прип'ятьські води майже не змішуються. Крім того, середня та нижня частина Київського водосховища характеризується слабким заростанням мілководь рослинністю, що й обумовлює безперешкодну міграцію радіонуклідів у напрямку греблі Київської ГЕС.

Визначення вмісту  $^{137}\text{Cs}$  у наземній та підземній частинах очерету звичайного, рогозу вузьколистого та глечиків жовтих показали, що, незалежно від рівня забруднення біотопу і самих рослин, найбільша питома активність  $^{137}\text{Cs}$  була характерна для коренів. Так, у коренях очерету звичайного на станції 1 питома активність радіонукліда у коренях становила 170, у кореневищах – 10, у листі та стеблах – 7 Бк/кг, на станції 2 – 230, 24 та 28 Бк/кг, відповідно. Таким чином, кореневище, листя та стебла мають приблизно однаковий вміст  $^{137}\text{Cs}$  на одиницю ваги. Таке саме співвідношення спостерігається для рогозу вузьколистого, де питома вміст радіонукліда у листі, стеблах і кореневищах знаходиться на однаковому рівні. Питома вміст  $^{137}\text{Cs}$  в кореневищах, та листі глечиків жовтих зареєстровано приблизно на одному рівні, дещо вищим був вміст радіонукліда у черешках. Але, як і у повітряно-водних рослин, найвищі рівні накопичення  $^{137}\text{Cs}$  відзначені у коренях.

Отже, з огляду на викладене, ми дійшли висновку про вирішальну роль двох чинників, які обумовлюють рівні накопичення радіонуклідів вищими водними рослинами. По перше, це величина площі контакту вегетуючих органів рослин із водним середовищем. По друге – особливості міграції радіонуклідів в екосистемі водосховища із водними масами. У рослин з розвиненою кореневою системою найбільші рівні питомої активності характерні для коренів.

*Е.Р. Рахматулліна*

*Київський національний університет імені Тараса Шевченка, Київ, Україна  
e-mail: elmera@ukr.net*

## **СУЧАСНІ ЗМІНИ ЛЬОДОВОГО РЕЖИМУ РІЧОК БАСЕЙНА ПІВДЕННОГО БУГУ**

В умовах помірною клімату, до якого відноситься майже вся територія України, період зимового режиму на річках починається осіннім льодоставом та закінчується весняним руйнуванням льодового покриву. В цих умовах зазначений період представляє собою особливий інтерес, через ряд своєрідних фізичних явищ, які потребують спеціального вивчення, та з урахуванням використання річок різними галузями господарства.

З другої половини ХХ століття дослідження зимового, а саме льодового режиму річок України проводились, переважно, вченими Українського науково-дослідного гідрометеорологічного інституту (УкрНДГМІ) та Інституту гідробіології НАН України. В останні декілька років даний напрямок активно розвивається в працях Київського національного університету імені Тараса Шевченка та Одеського державного екологічного університету. В цілому, увага до вивчення характеристик зимового режиму річок України за останні десятиріччя досить низька.

Зважаючи на це, зростає актуальність даного напрямку досліджень, враховуючи суттєві зміни які відбуваються у кліматичній системі.

Головна мета нашого дослідження – оцінка змін характеристик льодового режиму річок басейну Південного Бугу, які відбуваються під впливом сучасних кліматичних змін. Дослідження В.В. Гребеня які стосуються сучасних змін гідрологічного режиму річок України показують, що початок таких змін можна віднести до 1989 року, починаючи з якого середня річна температура повітря в межах України має стійку тенденцію до перевищення кліматичної норми. Враховуючи вище зазначене, розглянуто характеристики льодового режиму річок басейну Південного Бугу за два характерні періоди: від 1945 до 1988 року, та від 1989 до 2010 року. Останній період характеризується додатним відхиленням температури повітря від кліматичної норми.

Дані спостережень метеорологічної мережі в межах басейну Південного Бугу свідчать про те, що найтеплішим за останні 60 років в межах басейну було останнє десятиріччя, а також 1966, 1975, 1989, 1990 рр. Спостерігались на території басейну і екстремальні холодні роки: 1956, 1965, 1976, 1985, 1987 рр.

Якщо прослідкувати динаміку середньої річної температури повітря в межах басейну за період 1951-2009 рр., то остання зросла на 1,3 °С, з +7,7°С до +9,0 °С (відповідно проведеному тренду змін середньої річної температури повітря). Найтеплішим роком був 2007 рік з середньорічною температурою повітря +10,8 °С. Відповідно, найхолоднішим роком був 1987 рік з середньорічною температурою повітря +6,3 °С.

Не залишились поза змінами і терміни настання льодових явищ на річках басейну Південного Бугу. Вони, а також терміни руйнування льодових явищ на річках, є важливими індикаторами клімату перехідних сезонів року.

Нестійкий температурний режим басейну Південного Бугу визначає нестабільність в термінах настання різних фаз льодових явищ, а саме:

- за останні два десятиріччя (1989-2010 рр.) відбулись певні зміни у строках настання осінніх льодових явищ, дати утворення льодових явищ на річках басейну, в

середньому, відмічаються на 5 днів пізніше ніж в перший розрахунковий період (змістились з 7 на 12 грудня), а строки встановлення льодоставу – на 7 днів пізніше, ніж у попередній період (з 9 на 16 грудня);

- більш суттєві зміни відбулись у строках настання весняних льодових явищ: дати скресання річок – спостерігаються на 18 днів раніше (з 3 березня на 14 лютого); дати повного очищення річок басейну від льоду – на 14 днів раніше (зміщенні з 13 березня на 28 лютого);

- середня тривалість льодоставу для річок басейну за період 1945-1988 роки складає 46 днів; за останні два десятиріччя вона зменшилась майже вдвічі (на 25 днів), а тривалість періоду з льодовими явищами відповідно зменшилась на 22 дні;

- середня товщина льоду на річках басейну на протязі останніх двох десятиріч зменшилась на 5 см, а максимальна - на 10 см, відповідно;

Отже, проведені дослідження дозволяють зробити висновки, що впродовж останніх двох десятиріч в басейні Південного Бугу відбулись статистично значимі зміни температури повітря, а відповідно, змінились строки настання окремих фаз льодового режиму.

**Т.С. Рыбка**

*Институт гидробиологии НАН Украины, Киев, Украина  
e-mail: rybka81@inbox.ru*

## **ЭПИБИОНТНЫЕ ВОДОРОСЛИ ПЛАНКТОННЫХ РАКООБРАЗНЫХ Р. ПРИПЯТЬ И ЕЁ ПРИТОКОВ**

Эпибиоз – явление, когда на организме-субстрате (базибионте) поселяются сессильные гидробионты (эпибионты). Отличительной особенностью живых субстратов по сравнению с неживыми, является постоянное увеличение пригодной для заселения площади поверхности тела по мере их роста. Зоопланктон является неотъемлемым элементом биоценозов водоемов и водотоков различного типа, а их внешние покровы являются доступным и стабильным субстратом для различных гидробионтов. Водоросли предпочитают поселяться на экзоскелете подвижных планктонных рачков, которые в свою очередь защищают их от выедания. Таким образом, создаётся своеобразное сообщество хозяина и его эпибионта. Высокая плотность поселения эпибионтов увеличивает удельную поверхность тела рачка, затрудняя его перемещение в толще воды. Несмотря на важную экологическую роль зоопланктона закономерности формирования его эпибиотических сообществ остаются малоизученными, а роль эпибионтов в водных экосистемах, как и характер их взаимоотношений с беспозвоночными, фактически не известны.

Исследования проводились посезонно на протяжении 2012-2013 гг. на р. Припять и её правобережных притоках (р. Цир и р. Стоход). Пробы отбирались в прибрежной зоне, с разной интенсивностью развития макрофитов. Исследованные водные объекты отличались по уровню антропогенной нагрузки и гидробиологическим характеристикам.

Встреченные виды эпибионтных водорослей относились к трём видам, два из которых представители эвгленовых водорослей рода *Colacium* (*C. vesiculosum* и *C. cyclopicola*), и один вид диатомовых водорослей рода *Epithemia* (*E. adnata*). Из 66 обнаруженных видов

зоопланктона только 9 видов, а также ювенильные стадии веслоногих ракообразных оказались хозяевами эпибионтных водорослей. В их составе ветвистоусый рачок – *Streblocerus serricaudatus* и веслоногие ракообразные – *Acanthocyclops americanus*, *A. viridis*, *Eucyclops macrurus*, *E. serrulatus*, *Mesocyclops leuckarti*, *Macrocylops albidus*, *Microcyclops bicolor*, *Paracyclops fimbriatus*.

Для эпибионтов характерна определённая приуроченность к зоопланктерам как хозяевам. Водоросли рода *Colacium* в качестве субстрата для прикрепления выбирали поверхность тела рачков семейства Cyclopidae, что вероятно связано со сложной сегментацией их тела. Основным местом прикрепления водорослей являлся синцефалон и торакальные ножки рачков, в меньшей степени антеннулы первого порядка и фуркальные ветви. Известно, что существенное влияние на такое распределение эпибионтов оказывают сила гидродинамического давления, концентрация пищевых объектов и концентрация кислорода. Эпибионты образовывали поселения разной плотности, наибольшая численность которых была отмечена для эвгленовой водоросли *C. vesiculosum* (более 200 экз/организм). Следует отметить, что наибольшее количественное развитие колациума отмечено для планктонного рачка *A. viridis*, что возможно связано с большими размерами его тела (1470–2700 мк) по сравнению с другими циклопидами (650–1600 мк). В летний период циклопы обрастали водорослями интенсивнее, при этом наблюдалось заселение животных обоими видами колациума, при доминировании *C. vesiculosum*.

В притоке Припяти (р. Цир) на щетинках коготка постабдомена ветвистоусого рачка *S. serricaudatus* была обнаружена диатомовая водоросль *E. adnata*. Одиночные клетки микроводоросли не создавали значительной численности и не доминировали на планктонных рачках. Следует отметить, что эпитемия является эпифитом водных растений, и на теле ветвистоусого рачка она отмечена впервые. Возможно, в данный период времени создались такие экологические условия в водоёме, которые поменяли «жизненную стратегию» эпитемии, в результате чего она перешла в группу обрастателей зоопланктона.

Таким образом, в русле Припяти в зоопланктоне интенсивнее всего развивается микроводоросль *C. vesiculosum*, которая отмечена на поверхности экзоскелета почти всех циклопов, выявленных в исследуемых водоёмах. Наибольшие показатели ЭИ этой водоросли (79%) отмечены для речного участка Припяти. На обилие и разнообразие водорослей-эпибионтов влияет потенциальная доступность субстрата, качество и количество пищи, а также гидрологический режим водоёма.