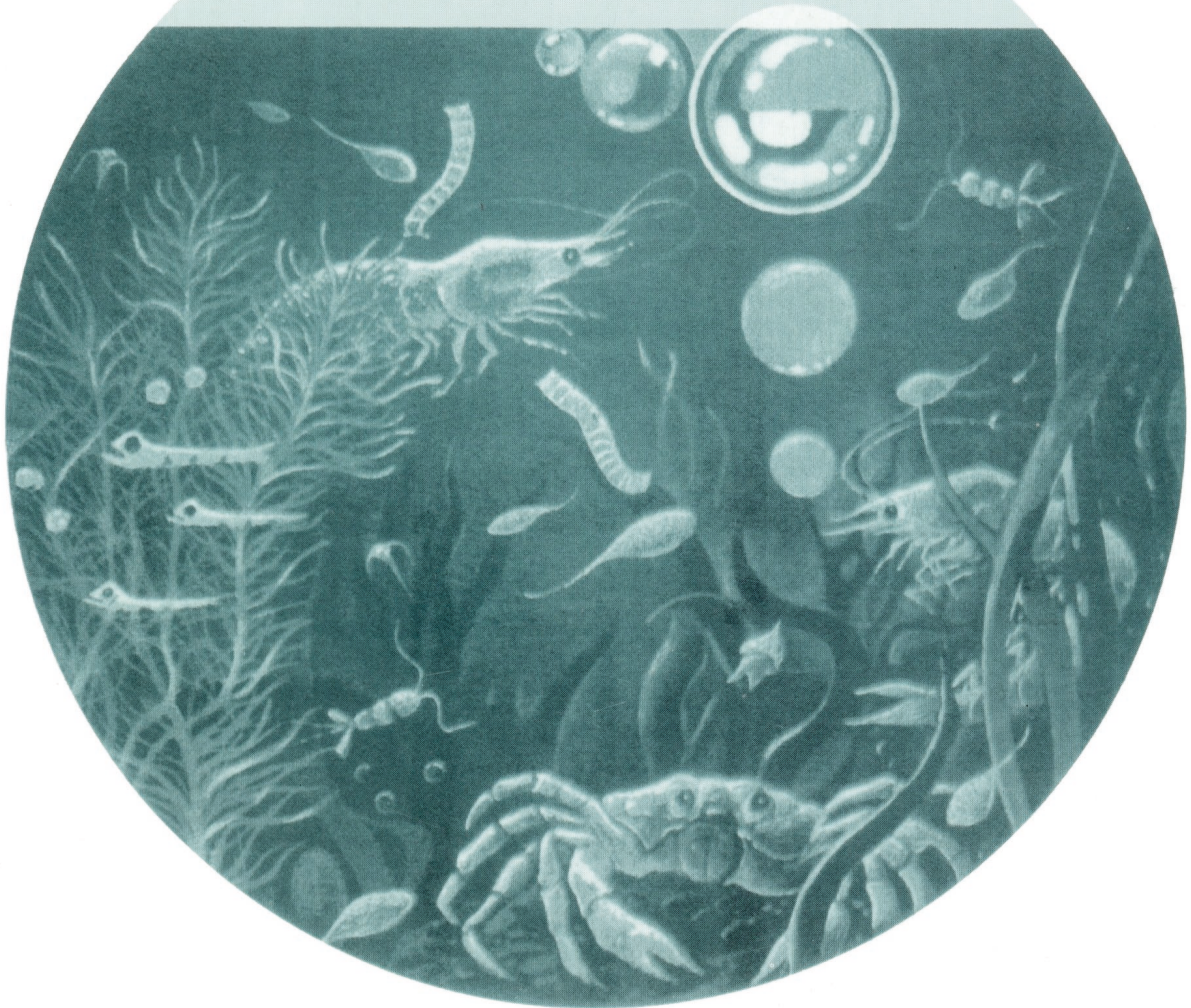


ISSN 0375-8990

ГІДРОБІОЛОГІЧНИЙ ЖУРНАЛ



1 (349)

ТОМ 59 • 2023

Засновники: Національна академія наук України та Інститут гідробіології НАН України

Видавець: Інститут гідробіології НАН України

Редакційна колегія

С.О. Афанасьєв, головний редактор, Ін-т гідробіології НАН України; *В.І. Юришинець*, заст. головного редактора, Ін-т гідробіології НАН України; *Л.І. Калініна*, відповідальний секретар редакції, Ін-т гідробіології НАН України; *Р. Банадук*, Ун-т Сібіу, Румунія; *Л. Бурлакова*, Буффало-коледж при Державному Університеті, США; *Д.І. Гудков*, Ін-т гідробіології НАН України; *М.Ю. Євтушенко*, Нац. ун-т біоресурсів і природокористування, Україна; *Йонгтуан Жу*, Ін-т міського середовища Китайської академії наук, КНР; *Б. Здановський*, Ін-т риб. госп. внутр. водойм, м. Ольштин, Польща; *О. Каратаєв*, Центр з вивчення Великих Озер, США; *П.Д. Клоченко*, Ін-т гідробіології НАН України; *Ю.Г. Крот*, Ін-т гідробіології НАН України; *П.М. Лінник*, Ін-т гідробіології НАН України; *К. Оболевський*, Ун-т Казіміра Великого, Польща; *О.О. Протасов*, Ін-т гідробіології НАН України; *О.В. Романенко*, Нац. мед. ун-т ім. О.О. Богомольця, Україна; *В.Д. Романенко*, Ін-т гідробіології НАН України; *Я. Слободник*, Ін-т навколишнього середовища, Словацька республіка; *І.К. Тодераш*, Ін-т зоології АН Молдови; *Й.І. Узунов*, Ін-т біорізноманітності та екосистемних досліджень Болгарської академії наук; *К. Феррагут*, Ін-т ботаніки, Бразилія; *Т.Ф. Шевченко*, Ін-т гідробіології НАН України; *В.І. Щербак*, Ін-т гідробіології НАН України; *В.М. Якушин*, Ін-т гідробіології НАН України

Свідоцтво про державну реєстрацію друкованого засобу масової інформації — серія КВ № 13477-2361ПП від 26.10.2007

Журнал включений до Переліку наукових фахових видань України з призначенням категорії «А»

Журнал перевидається ВД Begell House. Англomовна версія «Hydrobiological Journal» входить до бази даних Scopus

Editorial Board

S.A. Afanasyev, Editor-in-Chief, Institute of Hydrobiology, NAS of Ukraine; *V.I. Yuryshynets*, Deputy Editor-in-Chief, Institute of Hydrobiology, NAS of Ukraine; *L.I. Kalinina*, Editorial Board Executive Secretary, Institute of Hydrobiology, NAS of Ukraine; *D. Bănăduc*, Lucian Blaga University of Sibiu, Romania; *L.E. Burlakova*, SUNY Buffalo State, USA; *C. Ferragut*, Institute of Botany São Paulo, Brazil; *D.I. Gudkov*, Institute of Hydrobiology, NAS of Ukraine; *A.Y. Karatajev*, SUNY Buffalo State, USA; *P.D. Klochenko*, Institute of Hydrobiology, NAS of Ukraine; *Yu.G. Krot*, Institute of Hydrobiology, NAS of Ukraine; *P.N. Linnik*, Institute of Hydrobiology, NAS of Ukraine; *K. Obolewski*, Kazimierz Wielki University, Poland; *A.A. Protasov*, Institute of Hydrobiology, NAS of Ukraine; *A.V. Romanenko*, Bogomolets National Medical University, Ukraine; *V.D. Romanenko*, Institute of Hydrobiology, NAS of Ukraine; *V.I. Shcherbak*, Institute of Hydrobiology, NAS of Ukraine; *T.F. Shevchenko*, Institute of Hydrobiology, NAS of Ukraine; *J. Slobodnik*, Environmental Institute, Slovakia; *I. Toderaş*, Institute of Zoology, Academy of Sciences of Moldova; *Y. Uzunov*, Institute of Biodiversity and Ecosystem Research of Bulgarian Academy of Sciences; *V.M. Yakushin*, Institute of Hydrobiology, NAS of Ukraine; *N.Yu. Yevtushenko*, National University of Life and Environmental Sciences of Ukraine; *B. Zdanowski*, Inland Fisheries Institute, Poland; *Y.G. Zhu*, Institute of Urban Environment, Chinese Academy of Sciences

ГІДРОБІОЛОГІЧНИЙ ЖУРНАЛ

МІЖНАРОДНИЙ НАУКОВИЙ ЖУРНАЛ
ВИХОДИТЬ 6 РАЗІВ НА РІК
ЗАСНОВАНИЙ У ЛЮТОМУ 1965 р.
КИЇВ

1 (349)
том 59 • 2023

ЗМІСТ

Загальна гідробіологія

- Щербак В.І., Ляшенко А.В., Семенюк Н.Є., Зоріна-Сахарова К.Є., Луценко Д.А. Континуальність і дискретність угруповань гідробіонтів у лотично-лентичній гідроекосистемі дельти Дунаю: фітопланктон. 3
- Козир М.С., Губарь Л.М. Біотопи ботанічної пам'ятки природи загальнодержавного значення «Романівське болото» 27

Екологічна фізіологія і біохімія водних тварин

- Романенко О.В., Крот Ю.Г., Красюк Ю.М., Коновець І.М. Особливості адаптивних реакцій *Unio tumidus* та *Unio pictorum* (Unionidae) при підвищенні температури води в умовах мікрокосму 39
- Хоменчук В.О., Балабан Р.Б., Герц Н.В., Курант В.З. Особливості процесів трансамінування у тканинах коропа лускатого (*Syrpinus carpio*) та перлівниці звичайної (*Unio pictorum*) за дії підвищених концентрацій іонів металів у воді 54
- Марценюк В.М., Причена М.В., Маренков О.М. Зміна активності ферментів енергетичного та йонного обміну і вмісту енергетичних субстратів у тканинах окуня *Perca fluviatilis* (Linnaeus, 1758) та плітки *Rutilus rutilus* (Linnaeus, 1758) за умов токсичного забруднення водойм 74
- Курбатова І.М., Захаренко М.О., Яремчук О.С., Романова Е.Е. Фракційний склад білків плазми крові коропа (*Syrpinus carpio* L.) за дії аліфатичних амінів 91

Водна радіоекологія

- Волкова О.М., Беляєв В.В., Скиба В.В., Пришляк С.П. Параметри міграції ¹³⁷Cs у донні відклади різнотипних водойм внаслідок відмирання *Phragmites australis* та *Typha angustifolia* 103

Затверджено до друку Вченою радою інституту (протокол № 15 від 22.12.2022 р.)

Адреса редакції та видавця

Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ-210, 04210, Україна
Тел. 418-60-04, e-mail: hydrobioljournal@gmail.com

Редактори *О.В. Жук, О.В. Мантурова*
Комп'ютерна верстка та макетування *Л.Є. Десницька*
Комп'ютерний набір *А.А. Силаєва*

Підп. до друку 22.12.2022. Формат 70×108/16. Гарн. Minion Pro.
Ум. друк. арк. 8,75. Обл.-вид. арк. 14,1. Тираж 65 прим. Зам. №

ЗАГАЛЬНА ГІДРОБІОЛОГІЯ

УДК 574.5(285.32)

В.І. ЩЕРБАК, д. б. н., проф., пров. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: ek424nat@ukr.net
ORCID 0000-0002-1237-6465

А.В. ЛЯШЕНКО, д. б. н., ст. наук. співроб., пров. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: ArtemLyashenko@bigmir.net
ORCID 0000-0003-0028-4974

Н.Є. СЕМЕНЮК, д. б. н., ст. досл., ст. наук. співроб.
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: natasemenyuk@gmail.com
ORCID 0000-0003-4447-3507

К.Є. ЗОРІНА-САХАРОВА, к. б. н., ст. наук. співроб.
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: katernazorinasakharova@gmail.com
ORCID 0000-0001-6159-2642

Д.А. ЛУЦЕНКО, аспірант,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: ecowaterkma@gmail.com
ORCID 0000-0002-9399-2250

КОНТИНУАЛЬНІСТЬ І ДИСКРЕТНІСТЬ УГРУПОВАНЬ ГІДРОБІОНТІВ У ЛОТИЧНО-ЛЕНТИЧНІЙ ГІДРОЕКОСИСТЕМІ ДЕЛЬТИ ДУНАЮ: ФІТОПЛАНКТОН¹

Встановлено закономірності континуальності та дискретності основних абіотичних характеристик і фітопланктону транскордонної лотично-лентичної гідроекосистеми, яка включає в себе рукави р. Дунай, канал Дунай — Сасик і Сасицьке водосховище, в осінньо-зимовий період. Для температури води, вмісту розчиненого кисню і рН характерний просторовий континуум, а розподілу солоності води при-

¹Роботу виконано за рахунок бюджетної програми «Підтримка розвитку пріоритетних напрямів наукових досліджень (КПКВК 6541230)».

Ц и т у в а н н я: Щербак В.І., Ляшенко А.В., Семенюк Н.Є., Зоріна-Сахарова К.Є., Луценко Д.А. Континуальність і дискретність угруповань гідробіонтів у лотично-лентичній гідроекосистемі дельти Дунаю: фітопланктон. *Гідробіол. журн.* 2023. Т. 59. № 1. С. 3—26.

таманна дискретність (прісні води в рукавах і каналі та солонуваті води у водосховищі). При просторовому континуумі фітопланктону, який проявляється у домінуванні планктонних форм діатомових, зелених, синьозелених водоростей, реєструється локальна дискретність, зумовлена різною структурою домінуючих комплексів: полідомінантним в річкових рукавах і олігодомінантним у каналі і водосховищі. Величини чисельності і біомаси є характерними для мезотрофних (рукави дельти) і гіпертрофних (канал, водосховище) екосистем, а олігодомінантні і полідомінантні комплекси зумовлюють високе інформаційне різноманіття, що є важливою адаптаційною характеристикою фітопланктону.

Ключові слова: лотично-лентична гідроекосистема дельти Дунаю, фітопланктон, таксономічне, інформаційне різноманіття, чисельність, біомаса, домінуючі комплекси, сапробність, континуальність, дискретність.

Важливим проявом антропогенного впливу на континентальні масиви поверхневих вод є створення крупномасштабних лотично-лентичних гідроекосистем, які гідрологічно об'єднують як природні, так і новостворені штучні водні об'єкти.

Типовим прикладом є українська транскордонна частина дельти Дунаю, де в кінці 70-х років минулого століття шляхом відокремлення дамбою від Чорного моря солоного лиману Сасик було створено Сасицьке водосховище, а для його опріснення річковими водами було прорито канал Дунай — Сасик [2].

Існує низка досліджень, де розглядаються угруповання гідробіонтів лотичних і лентичних екосистем як української, так і румунської ділянок дельти Дунаю: рукавів, каналів, ериків, заток і озер, які узагальнені в монографічних виданнях, збірках та статтях [2, 4, 6, 7, 10—12, 15, 24, 27—30, 34, 35—38, 44, 45].

Менше робіт присвячено вивченню лотично-лентичних гідроекосистем пониззя Дунаю в Україні [38], проте у роботах [31—33, 39] докладно розглянуто гідролого-гідрохімічну і гідроекологічну характеристику, а також різноманіття планктону, безхребетних бентосу та іхтіофауни у Сасицькому водосховищі, а дослідження [28, 29, 34—37] стосуються донних та фітофільних угруповань рукавів дельти.

У межах Болгарії за вмістом хлорофілу *a* і завислих речовин оцінено трофічний статус заплавлених озер Нижнього Дунаю — Сребарна (Срібне озеро) і Малик—Переславець. Так, оз. Сребарна на 393 км р. Дунай у 1949 р. було одамбоване та ізольоване від Дунаю. У 1994 р. озеро знову було з'єднано з р. Дунай каналом і під час паводків затоплюється річковими водами [26].

У роботі [46] розглянуто сезонну динаміку біомаси фітопланктону в озерах Дракулуй (Чортове озеро), Матиця, Трей Йезер Біосферного заповідника дельти Дунаю, які розташовані між Кілійською і Сулинською дельтою (Румунія) і мають сполучення з основним руслом Дунаю, а також проаналізовано роль фітопланктону оз. Росу [40].

У межах інших річкових басейнів досліджувався фітопланктон лотично-лентичних систем басейну р. Вісли з різним ступенем ізольованості від річки [25], а у статті [41] розглянуто фітопланктон у системі «заплавлене озеро — р. Буре» Національного парку Броудс (Норфолк, Велика

Британія). На прикладі досліджень у системі «р. Момі — оз. Ері» показано, що фітопланктон оз. Ері значно залежить від надходження з річковим стоком сполук мінерального азоту і фосфору [23].

При вивченні різних компонентів біоти в природних чи природно-штучних гідроекосистемах важливою є оцінка їхньої просторової континуальності і дискретності.

Так, для фітомікробентосу р. Тетерів показано, що, при його континуумі в річковому руслі, у плесах та річкових водосховищах спостерігається дискретність у видовому різноманітті, величинах чисельності і біомаси [21]. Просторова континуальність і дискретність притаманні і водоростевим угрупованням різних біотопів Канівського водосховища [22].

У природно-штучній гідроекосистемі, яка включає природний Кардашинський лиман і гідрологічно зв'язаний з ним штучний кар'єр (Нижній Дніпро), просторовий континуум проявляється у флористичному різноманітті на рівні відділів (Cyanobacteria, Bacillariophyta, Chlorophyta), а дискретність спостерігається за кількістю родів, видів і внутрішньовидових таксонів фітопланктону [43].

Крім того, досліджено континуальність і дискретність фітоепіфітону у різнотипних водоймах і водотоках басейну Дніпра. Так, показано, що розподіл фітоепіфітону по Дніпровському каскаду і Нижньому Дніпру має характер континууму. Ознаки дискретності проявляються в зниженні кількісних показників фітоепіфітону в нижніх частинах водосховищ та в межах впливу міських агломерацій [18].

У той же час, на сьогодні майже відсутні роботи, в яких комплексно розглядається просторова континуальність і дискретність різноманіття гідробіонтів різних трофічних рівнів і екологічних груп природно-штучних лотично-лентичних гідроекосистем. При цьому важливим є встановлення особливостей структурно-функціональних характеристик гідробіонтів в осінньо-зимовий період, коли природні умови для розвитку біоти не є оптимальними. Очевидно, що в цей період можуть набуватися специфічні ознаки в різних гідробіоценозах, що в цілому дозволяє формувати адаптаційну здатність біоти в лотично-лентичних екосистемах.

Вважаємо, що континуальність — це безперервність, або спільність певних характеристик у просторі та часі, а дискретність — це їхня перервність, або роздільність. Міра спільності не є загально визнаною, бо її обирає дослідник [42]. У представлених статтях на прикладах фітопланктону та бентосних безхребетних буде виявлено ознаки континуальності та дискретності лотично-лентичної гідроекосистеми дельти Дунаю.

Мета цієї роботи — встановити закономірності формування континуальності та дискретності фітопланктону в лотично-лентичній гідроекосистемі «рукави Кілійської дельти Дунаю — канал Дунай — Сасик — Сасицьке водосховище» в осінньо-зимовий період.

Матеріал і методика досліджень

У цій статті представлено результати досліджень структурно-функціональної організації фітопланктону в лотично-лентичній екосистемі

«рукави дельти Дунаю (Кілійський, Очаківський, Білгородський) — канал Дунай — Сасик — Сасицьке водосховище». Особливістю представлених натурних результатів є те, що вони отримані в осінньо-зимовий період, який не є оптимальним для вегетації водоростей (маловодність дельти, низька температура води, зменшення інтенсивності сонячної інсоляції). Необхідність осінньо-зимових досліджень обумовлена й тим, що за сучасних глобальних змін клімату суттєво змінилися загальноприйняті поняття щодо визначення вегетаційних сезонів. Так, для найпівнічніших водосховищ Дніпровського каскаду показано [17], що температури, характерні для початку біологічного літа (від $+15^{\circ}\text{C}$ і вище) можуть реєструватися навіть у жовтні. Ще одним критерієм актуальності даних досліджень є мала кількість публікацій за осінньо-зимовий період.

Проби фітопланктону відбирали в усіх складових лотично-лентичної гідроекосистеми з постійного горизонту — 0,25 м на гідробіологічних станціях, наведених на рисунку 1, в осінні місяці — жовтень, листопад та зимові місяці — грудень, лютий.

Камеральне опрацювання альгологічних проб (визначення таксономічного складу, чисельності, біомаси) проводили згідно з загальноприйнятими методами [20]. Подібність видового складу визначали за коефіцієнтом Серенсена, інформаційне різноманіття — за індексом Шеннона за чисельністю (H_N) і біомасою (H_B) [13]. Домінуючими вважали види, чисельність або біомаса яких складала від 5 % і більше загальної чисельності (біомаси) фітопланктону [19]. Сапробіологічну складову якості води оцінювали за співвідношенням видів-індикаторів різних зон сапробності та за індексом сапробності Пантле — Букк у модифікації Сладечека. Екологічні характеристики фітопланктону наведено відповідно до [1]. Трофічний статус досліджуваних екосистем визначали згідно з [14].

Паралельно з відбором проб фітопланктону вимірювали прозорість води за допомогою диску Секкі. Температуру води, вміст розчиненого кисню та насичення ним водної товщі, рН, солоність визначали за допомогою приладу Water Quality Meter AZ286031 на кожній станції спостереження.

Результати досліджень та їх обговорення

Фізико-гідрохімічні показники. Прозорість води в рукавах Кілійської дельти в осінньо-зимовий період (жовтень — лютий) коливалась у межах 0,35—0,80 м, у каналі Дунай — Сасик — 0,30—0,65 м, а у Сасицькому водосховищі ці показники були дещо вищими — 0,50—1,05 м.

Середня температура води у рукавах упродовж осіннього періоду (жовтень—листопад) коливалась у межах $8,5$ — $9,8^{\circ}\text{C}$, а в зимовий період — $2,6$ — $4,2^{\circ}\text{C}$. У каналі температура води восени складала $7,3$ — $8,9^{\circ}\text{C}$, а взимку — $1,2$ — $2,5^{\circ}\text{C}$. У водосховищі середні осінні та зимові показники температури води становили відповідно $7,1$ — $7,9$ та $0,6$ — $1,1^{\circ}\text{C}$. Це значно більше, ніж за період 1991—2003 рр., коли середня температура води у Кілійському рукаві в січні не перевищувала $1,5^{\circ}\text{C}$, а мінімальна і максимальна температура — відповідно 0°C та $5,7^{\circ}\text{C}$ [5]. За наведених температур води в усіх акваторіях лотично-лентичної гідроекосистеми реєструвалась

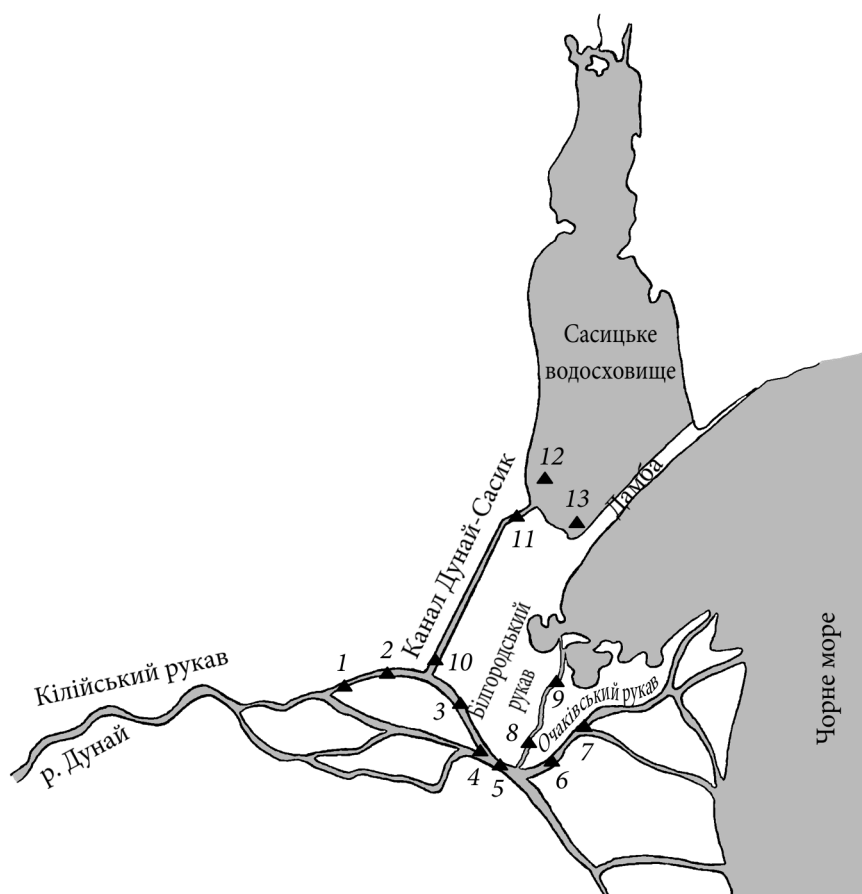


Рис. 1. Карта-схема лотично-лентичної гідроекосистеми: рукави дельти р. Дунай □ канал Дунай — Сасик — Сасицьке водосховище і станцій відбору проб фітопланктону та визначення абіотичних чинників в осінньо-зимовий період: 1 — рукав Кілійський вище с. Ліски; 2 — рукав Кілійський вище каналу Дунай — Сасик; 3 — рукав Кілійський нижче каналу Дунай — Сасик; 4 — рукав Кілійський вище м. Вилкове; 5 — рукав Кілійський біля м. Вилкове; 6 — рукав Очаківський (початок); 7 — рукав Очаківський (розвилка на рукави Потапів та Прорва); 8 — рукав Білгородський (середина); 9 — рукав Білгородський (розвилка); 10 — канал Дунай — Сасик (Дунай); 11 — канал Дунай — Сасик (водосховище); 12 — Сасицьке водосховище вище каналу; 13 — Сасицьке водосховище (придамбова ділянка нижче каналу)

відсутність льодового покриву, що вказує на можливість фотосинтезу фітопланктону як в осінній, так і в зимовий період.

Вміст розчиненого у воді кисню в рукавах дельти коливався в межах 7,1—7,9 мг $O_2/дм^3$, насичення води киснем складало 74,5—81,0 %. Величини рН були лужними, змінюючись у рукавах у незначних межах — 8,13—8,26.

У каналі і у водосховищі вміст кисню був дещо вищим — 7,3—8,4 мг $O_2/дм^3$, а насичення води — 81—106 %, середні величини рН у каналі — 8,11, а у водосховищі — 8,27.

Найбільші відмінності в досліджуваній гідроекосистемі притаманні солоності води. Так, у природних лотичних екосистемах в осінньо-зимовий період солоність води характеризувалась близькими величинами — 0,24—0,25 ‰.

По поздовжньому профілю каналу реєструвались відмінності — біля витoku з Кілійського рукава і по руслу — 0,25‰, а перед впадінням каналу у водосховище (на 13,0 км русла, при загальній довжині 13,3 км [9]) — 0,35—0,87 ‰.

По Сасицькому водосховищу впродовж усіх осінньо-зимових періодів солоність води коливалась у межах 1,71—2,11 ‰.

Отже, у рукавах дельти і каналі реєструються прісні (гіпогалінні) води з подальшим переходом до солонуватих (олігогалінних) вод у водосховищі. При цьому солоність у водосховищі перевищує солоність у рукавах дельти практично в 7,3—8,4 разів.

Узагальнюючи всі абіотичні характеристики лотично-лентичної гідроекосистеми Дунаю, можна стверджувати про наявність гідрологічного континууму. Континуум спостерігався і в сучасних показниках температури води, які через глобальні зміни клімату є високими для осінньо-зимового періоду. Також відсутність у цей період льодового покриву акваторій сприяє перебігу фотосинтезу фітопланктону. Про це свідчать величини концентрації розчиненого кисню, насичення ним водних мас, лужні показники рН.

У той же час, значна різниця (в декілька разів) у солоності води вказує на наявність просторової дискретності цього абіотичного чинника.

Отже, за сучасного стану довкілля в осінньо-зимовий період суттєвих негативних умов для вегетації фітопланктону як основи автотрофної ланки даної лотично-лентичної системи не реєструється.

Таксономічне різноманіття фітопланктону. Аналіз видового, внутрішньовидового (в. в. т.), таксономічного різноманіття вищих щаблів систематичної ієрархії показав, що як лотичні, так і лентичні складові гідроекосистеми, незважаючи на осінньо-зимовий період, характеризувались високим різноманіттям (табл. 1).

Так, кількість в. в. т. з восьми систематичних відділів по рукавах дельти Дунаю складала: Кілійський — 61, Білгородський — 71, Очаківський — 59. В рукавах основу внутрішньовидового і флористичного різноманіття формували Bacillariophyta — 11—30 в. в. т. (18—42 %) і Chlorophyta — 20—26 (28—43). У якості субдомінантів виступали Eulgenozoa — 5—8 (7—14) і Cyanobacteria — 2—8 (3—11). Інші відділи в рукавах дельти були досить малочисельні — 1—5 (1—8 % флористичного спектру).

Усього ж у рукавах дельти в осінньо-зимовому фітопланктоні було знайдено 108 в. в. т. з домінуванням Bacillariophyta — 35 в. в. т. (32 %) і Chlorophyta — 33 в. в. т. (31 %).

У каналі Дунай — Сасик було зареєстровано 50 в. в. т. водоростей. Тут дещо зростає значення Chlorophyta — 21 (42), Cyanobacteria — 13 (26) і знижується частка Bacillariophyta — 8 (16) та індикаторів органічного забруднення Euglenozoa — 4 в. в. т. (8 %).

У Сасицькому водосховищі, при відносно високому різноманітті (68 в. в. т.), фітопланктон в основному був представлений Chlorophyta — 29 в. в. т. (42 %), Bacillariophyta — 23 в. в. т. (34 %), Cyanobacteria — 14 в. в. т. (20 %). Цікавим є те, що Cyanobacteria є домінантами не тільки впродовж літніх періодів [2, 3] а і під час проведених нами досліджень в осінньо-зимовий період.

У цілому, в лотично-лентичній гідроекосистемі дельти Дунаю на різних щаблях систематичної ієрархії було зареєстровано 175 видів водоростей, представлених 177 в. в. т., які належали до 96 родів, 69 родин, 31 порядку, 14 класів та 8 відділів. На рівні відділів домінували Bacillariophyta — 58 в. в. т. (32 %) і Chlorophyta — 56 в. в. т. (32 %), і в дещо меншій кількості — Cyanobacteria — 29 в. в. т. (16 %) (в основному за рахунок каналу і водосховища).

На рівні класів найрізноманітніше були представлені Bacillariophyceae — 18 порядків, 12 родин, 21 рід, 51 вид (53 в. в. т.). У меншій мірі — Cyanophyceae — 4 порядки, 14 родин, 21 рід, 29 видів і Dinophyceae — 4 порядки, 5 родин, 5 родів, 6 видів. Інші 11 класів водоростей налічували по 1—2 порядки з незначною кількістю родин, родів, видів (табл. 2).

Таблиця 1

Таксономічне різноманіття фітопланктону різних компонентів гідроекосистеми дельти Дунаю (на прикладі осінньо-зимового періоду 2019—2020 рр.)

Відділи	Водні екосистеми				
	рукави дельти			канал Дунай — Сасик	Сасицьке водосховище
	Кілійський	Білгородський	Очаківський		
Cyanobacteria	6	8	2	13	14
	10	11	3	26	20
Bacillariophyta	11	30	22	8	22
	18	42	38	16	34
Cryptophyta	1	2	—	1	—
	2	3	—	2	—
Miozoa	3	4	—	1	—
	5	6	—	2	—
Ochrophyta	5	1	2	2	—
	8	1	3	4	—
Charophyta	1	1	2	—	—
	2	1	3	—	—
Chlorophyta	26	20	23	21	29
	43	28	28	42	42
Euglenozoa	8	5	8	4	2
	13	7	14	8	3

Примітка. Над рискою — кількість видів і в. в. т.; під рискою — частка (%) від загальної кількості видів і в. в. т.; «—» — види даного відділу були відсутні.

Наведені натурні дані за осінньо-зимовий період другого десятиріччя ХХІ ст. відповідають ретроспективним даним, отриманим Я.В. Роллом [16], О.І. Івановим [6, 8] упродовж другої половини минулого століття. Це дозволяє стверджувати, що фітопланктон характеризується високим різноманіттям і був та є основою автотрофної ланки дельти Дунаю.

Проведене порівняння фітопланктону лотично-лентичної гідроекосистеми за коефіцієнтом Серенсена показало, що найвищі рівні подібності зареєстровані між водоростевими угрупованнями рукавів дельти — 0,38—0,45, а також каналу і Сасицького водосховища — 0,40. Найнижчі коефіцієнти видової подібності отримані для таких порівнюваних угруповань: Очаківський рукав — Сасицьке водосховище (0,14), Кілійський рукав — Сасицьке водосховище (0,18), Білгородський рукав — Сасицьке водосховище (0,20).

Дендрограма подібності видового складу (рис. 2) чітко розділилась на два кластери: перший кластер — рукави р. Дунай (Кілійський, Білгородський та Очаківський), а другий — Сасицьке водосховище — канал Дунай — Сасик. Наведена дендрограма вказує на наявність локальної просторової дискретності. У той же час, коефіцієнт Серенсена між рукавами дельти і системою канал — водосховище, який дорівнює 0,23, дозволяє стверджувати про певний просторовий континуум видового складу фітопланктону гідроекосистеми дельти Дунаю в осінньо-зимовий період.

Екологічні характеристики фітопланктону (табл. 3) показують, що за біотопічною приуроченістю чітко простежується просторовий континуум у домінуванні планктонних форм — від 54—68 % у рукавах до 59—73 % у каналі і водосховищі. Наявність континууму простежується і у відношенні водоростей до рН. Зокрема, види-алкаліфіли домінують у рукавах — 42—66 %, в каналі і водосховищі — 25—65 %.

У той же час, за відношенням до солоності води (галобністю) встановлено локальну дискретність. У рукавах зареєстровано 4—6 видів-галлофілів і мезогалобів (9—11 %), а у водосховищі їх вже налічувалось 11 (23 %).

Кількісні характеристики. Рукави дельти. За середніми величинами чисельності фітопланктону їх можна ранжувати в наступному порядку: Білгородський — 1015 тис. кл/дм³, Кілійський — 858 тис. кл/дм³ і Очаківський — 369 тис. кл/дм³. Основу чисельності визначають дрібноклітинні Cyanobacteria, Chlorophyta і значно менше — крупноклітинні Bacillariophyta та Euglenozoa (табл. 4).

Аналогічне ранжування спостерігається і за величинами біомаси: Білгородський рукав — 0,839 мг/дм³, Кілійський рукав — 0,747 мг/дм³ і Очаківський рукав — 0,363 мг/дм³.

У той же час, структура біомаси суттєво відрізняється від такої для чисельності, бо провідне місце тут належить крупноклітинним Bacillariophyta і дрібноклітинним Chlorophyta, а субдомінантами є крупноклітинні Euglenozoa і Miozoa (табл. 5).

Трофність водотоків за величинами чисельності і біомаси фітопланктону [14] характеризується наступним чином:

— за градаціями величин — «низька»;

Таблиця 2

Таксономічне різноманіття фітопланктону гідроекосистеми дельти Дунаю
(на прикладі осінньо-зимового періоду 2019—2020 рр.)

Відділи	Класи	Порядки	Роди-ни	Роди	Види (в.в.т.*)	Визначено до роду	
Cyanobacteria	Cyanophyceae	Nostocales	2	4	6	—	
		Chroococcales	3	3	5	—	
		Oscillatoriales	3	3	3	—	
		Synechococcales	6	11	15	—	
Bacillariophyta	Coscinodiscophyceae	Melosirales	1	1	1	—	
		Aulacoseirales	1	1	3 (4)	—	
	Mediophyceae	Thalassiosirales	1	1	1	—	
		Stephanodiscales	1	2	5	1	
	Bacillariophyceae	Fragilariales	2	2	4	—	
		Licmophorales	1	1	2	—	
		Cymbellales	3	4	6	—	
		Achnanthes	2	3	8	—	
		Naviculales	6	8	14	—	
		Thalassiophysales	1	1	1	—	
		Bacillariales	1	2	10	—	
		Surirellales	2	2	2	—	
	Cryptophyta	Cryptophyceae	Cryptomonadales	1	1	4	—
	Miozoa	Dinophyceae	Gymnodiniales	1	1	1	—
Gonyaulacales			1	1	1	—	
Thoracosphaerales			1	1	1	—	
Peridinales			2	2	3	—	
Ochrophyta	Eustigmatophyceae	Goniochloridales	1	1	1	—	
	Chrysophyceae	Chromulinales	3	4	5	1	
	Xanthophyceae	Myschococcales	1	1	1	—	
Charophyta	Zygnematomphyceae	Desmidiiales	1	1	2	—	
Chlorophyta	Trebouxiophyceae	Chlorellales	3		13	—	
		Trebouxiophyceae ordo incertae sedis	1	1	1	—	

Продовження табл. 2

Відділи	Класи	Порядки	Роди-ни	Роди	Види (в.в.т.*)	Визначено до роду
Euglenozoa	Chlorophyceae	Chlamydomonadales	5	7	8	—
		Sphaeropleales	9	20	33	—
	Ulvophyceae	Ulotrichales	1	1	1	—
	Euglenophyceae	Euglenida	2	5	14	—

* Включаючи номенклатурний тип виду.

— за розрядом трофності — «мезотрофна»;

— за класом трофності — «мезотрофна».

Отже, за чисельністю, біомасою, їхньою структурною організацією осінньо-зимовий фітопланктон рукавів дельти характеризується як діатомово-зелений з ознаками синьозелено-евгленового.

Встановлені величини одних порядків для таких динамічних показників, як чисельність і біомаса, а також подібність у структурній організації, свідчать про континуум фітопланктону природних лотичних екосистем. У той же час, наявність Euglenozoa, які є репрезентативними індикаторами органічного забруднення і виступають субдомінантами за чисельністю і біомасою, свідчить про певний антропогенний вплив.

Канал Дунай — Сасик. Усереднені показники чисельності фітопланктону в каналі становлять 246 753 тис. кл/дм³. Аналіз їхньої структурної організації показує практично монодомінування дрібноклітинних форм Cyanobacteria — 91 %. У якості субдомінантів представлені як дрібноклітинні Chlorophyta, так і крупноклітинні Euglenozoa (див. табл. 4).

Величини біомаси осінньо-зимового фітопланктону складали 20,273 мг/дм³, а її структура була сформована олігодомінантним комплексом

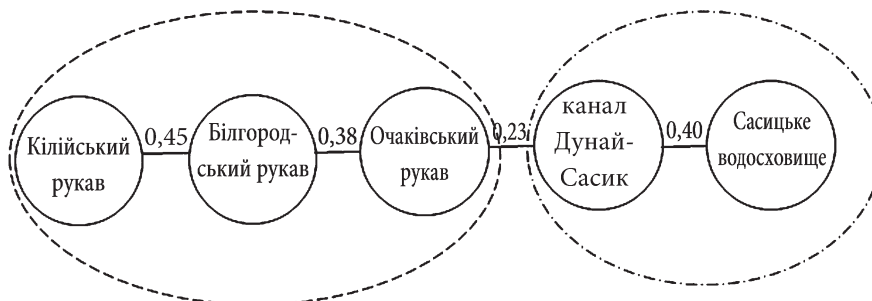


Рис. 2. Дендрограма подібності видового складу фітопланктону рукавів р. Дунай, каналу Дунай — Сасик та Сасицького водосховища за коефіцієнтом Серенсена

Таблиця 3

Екологічні характеристики фітопланктону гідроєкосистеми дельти Дунаю

Екологічні характеристики водоростей	Водні екосистеми						
	рукави дельти				канал Дунай — Сасик	Сасицьке водосховище	Усього в системі
	Кілійський	Білгородський	Очаківський	Усього по р. Дунай			
Біотопічна приуроченість							
Планктонні	$\frac{37}{68}$	$\frac{34}{54}$	$\frac{15}{63}$	$\frac{56}{59}$	$\frac{35}{73}$	$\frac{34}{59}$	$\frac{94}{60}$
	$\frac{3}{5}$	$\frac{8}{13}$	$\frac{3}{12}$	$\frac{11}{12}$	$\frac{2}{4}$	$\frac{7}{12}$	$\frac{18}{12}$
Бентосні	$\frac{2}{4}$	$\frac{5}{8}$	$\frac{1}{4}$	$\frac{5}{5}$	$\frac{1}{2}$	$\frac{2}{3}$	$\frac{7}{4}$
	$\frac{10}{18}$	$\frac{10}{16}$	$\frac{4}{17}$	$\frac{16}{17}$	$\frac{7}{15}$	$\frac{10}{17}$	$\frac{25}{16}$
Літоральні	$\frac{3}{5}$	$\frac{6}{9}$	$\frac{1}{4}$	$\frac{7}{7}$	$\frac{3}{6}$	$\frac{5}{9}$	$\frac{12}{8}$
	Галобність						
Галофоби	$\frac{2}{4}$	—	—	$\frac{2}{2}$	$\frac{1}{3}$	$\frac{1}{2}$	$\frac{4}{3}$
	$\frac{32}{70}$	$\frac{39}{74}$	$\frac{16}{84}$	$\frac{59}{72}$	$\frac{29}{74}$	$\frac{30}{61}$	$\frac{92}{68}$
Індиференти	$\frac{4}{9}$	$\frac{5}{9}$	$\frac{2}{11}$	$\frac{7}{9}$	$\frac{2}{5}$	$\frac{8}{17}$	$\frac{13}{10}$
	$\frac{8}{17}$	$\frac{8}{15}$	$\frac{1}{5}$	$\frac{13}{16}$	$\frac{6}{15}$	$\frac{7}{14}$	$\frac{20}{15}$
Недиференційовані олігогалоби	—	$\frac{1}{2}$	—	$\frac{1}{1}$	$\frac{1}{3}$	$\frac{3}{6}$	$\frac{5}{4}$
	Відношення до рН						
Ацидофіли	$\frac{1}{4}$	$\frac{2}{6}$	$\frac{2}{17}$	$\frac{3}{6}$	$\frac{3}{19}$	$\frac{2}{6}$	$\frac{6}{8}$
	$\frac{13}{54}$	$\frac{15}{45}$	$\frac{2}{17}$	$\frac{21}{45}$	$\frac{9}{56}$	$\frac{9}{29}$	$\frac{32}{41}$
Індиференти	$\frac{10}{42}$	$\frac{16}{49}$	$\frac{8}{66}$	$\frac{23}{49}$	$\frac{4}{25}$	$\frac{20}{65}$	$\frac{40}{51}$

Примітка. 1 — види, які приурочені більш ніж до однієї екологічної ніші (наприклад, планктонно-бентосні, планктонно-бентосні-обростання тощо). Над рискою — кількість видів-індикаторів даної екологічної характеристики, під рискою — частка (%) від загальної кількості видів-індикаторів.

сом крупноклітинних Euglenozoa та дрібноклітинних Chlorophyta. У якості субдомінантів виступали Bacillariophyta.

Сасицьке водосховище. Особливостями чисельності осінньо-зимового фітопланктону водосховища порівняно з лотичними екосистемами дельти є:

- відносна бідність її таксономічних складових, оскільки фітопланктон формували представники лише чотирьох відділів;
- монодомінування Cyanobacteria;
- субдомінанти — лише Chlorophyta;
- відсутність у якості субдомінантів Bacillariophyta, які є типовими представниками осінньо-зимового фітопланктону континентальних водних екосистем чи лиману Сасик до його штучного перетворення у водосховище [8].

Досить високою є біомаса фітопланктону у Сасицькому водосховищі, середня величина якої складає 12,767 мг/дм³. Але, на відміну від чисельності, біомаса формувалась олігодомінантним комплексом дрібноклітинних Cyanobacteria та Chlorophyta.

Таблиця 4

Чисельність фітопланктону гідроекосистеми дельти Дунаю в осінньо-зимовий період (тис. кл/дм³)

Відділи	Водні екосистеми				
	рукави дельти			канал Дунай — Сасик	Сасицьке водосховище
	Кілійський	Білгородський	Очаківський		
Cyanobacteria	$\frac{320}{37}$	$\frac{455}{45}$	$\frac{40}{11}$	$\frac{224}{91}$	$\frac{736}{91}$
Bacillariophyta	$\frac{78}{9}$	$\frac{173}{17}$	$\frac{95}{26}$	$\frac{864}{*}$	$\frac{1055}{*}$
Cryptophyta	$\frac{5}{1}$	$\frac{18}{2}$	$\frac{4}{*}$	$\frac{48}{*}$	—
Miozoa	$\frac{8}{1}$	$\frac{10}{1}$	—	$\frac{3}{*}$	—
Ochrophyta	$\frac{30}{3}$	$\frac{8}{1}$	$\frac{5}{1}$	$\frac{480}{*}$	—
Charophyta	$\frac{3}{*}$	$\frac{3}{*}$	$\frac{5}{1}$	—	—
Chlorophyta	$\frac{383}{45}$	$\frac{320}{32}$	$\frac{180}{49}$	$\frac{8736}{4}$	$\frac{31549}{9}$
Euglenozoa	$\frac{33}{4}$	$\frac{30}{3}$	$\frac{40}{11}$	$\frac{11886}{5}$	$\frac{8}{*}$

П р и м і т к а. Над рискою — чисельність даного відділу (тис. кл/дм³), під рискою — частка (%) від загальної чисельності фітопланктону, * частка даного відділу менше 1 %.

Оцінка трофності каналу і водосховища за низкою показників показує наступні закономірності:

- за градаціями величин — «дуже висока»;
- за величинами чисельності — «дуже висока»;
- за домінуванням *Cyanobacteria* — «дуже висока»;
- за біомасою — «висока»;
- за розрядом трофності — «полігіпертрофна»;
- за класом трофності — «гіпертрофна».

Отже, за чисельністю, біомасою, їхньою структурною організацією і трофічним статусом між штучною екосистемою (канал) та істотно змінною екосистемою (водосховище) в осінньо-зимовий період існує просторовий континуум фітопланктону. Але якщо порівняти їхній фітопланктон із фітопланктоном природних рукавів дельти — то це дві просторово-дискретні екосистеми.

Очевидно, що в період осінньо-зимової межени — період низького надходження річкової води з Кілійського рукава дельти в канал Дунай — Сасик і водосховище — не простежується провідної ролі дунайської компоненти, тому як у рукавах дельти, так і в каналі та водосховищі домінують внутрішньоводойменні процеси.

Таблиця 5

Біомаса фітопланктону гідроекосистеми дельти Дунаю в осінньо-зимовий період (мг/дм³)

Відділи	Водні екосистеми				
	рукави дельти			канал Дунай — Сасик	Сасицьке водосховище
	Кілійський	Білгородський	Очаківський		
<i>Cyanobacteria</i>	0,035	0,024	0,003	4,519	5,286
	5	3	1	22	41
<i>Bacillariophyta</i>	0,084	0,296	0,176	1,306	1,705
	11	35	49	6	13
<i>Cryptophyta</i>	0,011	0,010	—	0,026	—
	2	1	—	*	—
<i>Miozoa</i>	0,0252	0,268	—	0,031	—
	34	32	—	*	—
<i>Ochrophyta</i>	0,011	0,002	0,001	0,123	—
	1	*	*	1	—
<i>Charophyta</i>	0,013	0,002	0,026	—	—
	2	*	7	—	—
<i>Chlorophyta</i>	0,157	0,175	0,074	1,865	5,724
	21	21	21	9	45
<i>Euglenozoa</i>	0,182	0,062	0,082	12,404	0,053
	24	7	23	61	*

Примітка. Над рискою — біомаса даного відділу (мг/дм³); під рискою — частка (%) від загальної біомаси фітопланктону; * частка даного відділу менше 1 %.

Домінуючий комплекс. За величинами чисельності домінуючий комплекс фітопланктону характеризувався як полідомінантний і був сформований 16 видами водоростей з п'яти відділів, з провідною роллю *Cyanobacteria* — 63 % флористичного спектру. Відповідно, у рукавах дельти — 8 видів, у каналі і водосховищі — по 5 видів (табл. 6).

Домінуючий комплекс фітопланктону за біомасою дещо відрізнявся від такого за чисельністю та налічував 19 видів-домінантів. Ядро комплексу формували *Cyanobacteria* і *Bacillariophyta* (26 %) та *Chlorophyta* (21 %). Відповідно, у рукавах дельти домінуючий комплекс складався з 11, в каналі — з 5, а у водосховищі — з 6 видів.

При наявності просторового континууму в домінуючому комплексі за чисельністю, за біомасою простежується певна локальна дискретність — відсутність у рукавах дельти представників *Cyanobacteria* і їхня провідна роль у водосховищі та каналі. При цьому в останньому встановлено певний феномен: до 10,710 мг/дм³ (53 % загальної біомаси) формував один представник *Euglenozoa* — *Euglenaria caudata* (табл. 7).

Припускаємо, що чинниками, які зумовили такий масовий розвиток досить рідкісного для континентальних екосистем Європи виду водоростей *E. caudata*, є наявність у водотоці значних заростей повітряно-водних рослин, а також низька швидкість течії в осінньо-зимовий період.

У цілому важливим є:

— представленість видів-домінантів не тільки з різних систематичних відділів, а й видів з різними морфологічними (одноклітинні, багатоклітинні, ценобіальні) та розмірними характеристиками (дрібноклітинні, крупноклітинні);

— присутність видів-домінантів, здатних до різних типів живлення: фотосинтетичного, гетеротрофного (*Euglenaria caudata*, *Lepocinclis ovum*, *Anagnostidinema amphibia*);

— до засвоєння не тільки мінеральних форм азоту, розчинних у воді, але й атмосферного азоту (*Dolichospermum flos-aquae*, *D. spiroides*);

— наявність у підсистемах олігодомінантних і полідомінантних домінуючих комплексів;

— відмінність структури комплексів за чисельністю чи біомасою.

Перераховані характеристики видів-домінантів є важливою ознакою адаптації фітопланктону на популяційно-видовому і на екосистемному рівні до вегетації за особливих умов, які формуються як в осінньо-зимовий період, так і за певного антропогенного впливу.

У цілому, домінуючим комплексам фітопланктону лотично-лентичної гідроекосистеми в осінньо-зимовий період притаманні як просторова континуальність, так і дискретність.

Інформаційне різноманіття. Аналіз показників інформаційного різноманіття (за індексом Шеннона) складових лотично-лентичної гідроекосистеми, розрахованих за чисельністю (H_N) та біомасою (H_B), представлених у таблиці 8, дозволяє сформулювати декілька узагальнень:

— простежується певний континуум як H_N так і H_B між природними водотоками: 3,90—4,26 біт/екз і 3,56—3,88 біт/мг і штучними (канал, водосховище): 2,00—2,55 біт/екз і 2,91—3,08 біт/мг;

Таблиця 6

Структура домінуючого комплексу фітопланктону за чисельністю (тис. кл/дм³) гідроекосистеми дельти Дунаю

Види-домінанти	Водні екосистеми				
	рукави дельти			канал Дунай — Сасик	Сасицьке водосховище
	Кілійський	Білгородський	Очаківський		
<i>Dolichospermum flosaquae</i> (Brébisson ex Bornet & Flahault) P. Wacklin, L. Hoffmann & J. Komárek	$\frac{130}{15}$	—	—	*	—
<i>Dolichospermum spiroides</i> (Klebhan) Wacklin, L. Hoffmann & Komárek	$\frac{63}{7}$	—	—	—	—
<i>Anathece clathrata</i> (West & G.S. West) Komárek, Kastovsky & Jezberová	—	—	—	—	$\frac{109\ 200}{30}$
<i>Aphanothece stagnina</i> (Sprengel) A. Braun	—	—	—	$\frac{28\ 710}{12}$	—
<i>Coelosphaerium minutissimum</i> Lemmermann	—	—	—	$\frac{39\ 936}{16}$	$\frac{117\ 600}{32}$
<i>Chroococcus turgidus</i> (Kützing) Nägeli	—	*	$\frac{40}{11}$	—	—
<i>Planktolyngbya limnetica</i> (Lemmermann) Komárková-Legnerová & Cronberg	—	$\frac{78}{8}$	—	—	—
<i>Microcystis aeruginosa</i> (Kützing) Kützing	—	$\frac{135}{13}$	—	—	$\frac{12\ 263}{3}$
<i>Microcystis pulvereae</i> (H.C. Wood) Forti	—	$\frac{95}{9}$	—	$\frac{122\ 960}{50}$	$\frac{36\ 400}{10}$
<i>Anagnostidinema amphibium</i> (C. Agardh ex Gomont) Strunecký, Bohunická, J.R. Johansen & J. Komárek	$\frac{48}{6}$	—	—	$\frac{21\ 199}{9}$	$\frac{18\ 340}{5}$
<i>Euglenaria caudata</i> (E.F.W. Hübner) Karnowska-Ishikawa, Linton & Kwiatowski	*	—	—	$\frac{11\ 214}{5}$	*
<i>Lepocinclis ovum</i> (Ehrenberg) Lemmermann	*	*	$\frac{25}{7}$	*	—
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen	*	*	$\frac{35}{10}$	—	—

Продовження табл. 6

Види-домінанти	Водні екосистеми				
	рукави дельти			канал Дунай — Сасик	Сасицьке водосховище
	Кілійський	Білгородський	Очаківський		
<i>Desmodesmus communis</i> (E. Hegewald) E. Hegewald	*	*	$\frac{20}{5}$	*	*
<i>Dictyosphaerium granulatum</i> Hindák	$\frac{128}{15}$	$\frac{70}{7}$	$\frac{80}{22}$	—	—
<i>Tetrastrum triangulare</i> (Chodat) Komárek	—	*	$\frac{20}{5}$	*	*

П р и м і т к а. Над ризикою — чисельність виду-домінанта (тис. кл/дм³); під ризикою — частка (%) від загальної чисельності фітопланктону; «—» — вид на даній станції не зустрічався; * вид на даній станції зустрічався, але до складу домінуючого комплексу не входив.

Таблиця 7

Структура домінуючого комплексу фітопланктону за біомасою (мг/дм³) гідроекосистеми дельти Дунаю

Види-домінанти	Водні екосистеми				
	рукави дельти			канал Дунай — Сасик	Сасицьке водосховище
	Кілійський	Білгородський	Очаківський		
<i>Aphanothece stagnina</i> (Sprengel) A. Braun	—	—	—	$\frac{1,206}{6}$	—
<i>Microcystis aeruginosa</i> (Kützing) Kützing	—	*	—	—	$\frac{1,386}{11}$
<i>Microcystis pulverea</i> (H.C. Wood) Forti	—	*	—	$\frac{1,721}{8}$	*
<i>Anagnostidinema amphibium</i> (C. Agardh ex Gomont) Strunický, Bohunická, J.R.Johansen & J.Komárek	*	—	—	$\frac{1,039}{5}$	$\frac{0,899}{7}$
<i>Merismopedia convoluta</i> Brébisson ex Kützing	—	—	—	—	$\frac{1,411}{11}$
<i>Euglenaria caudata</i> (E.F.W. Hübner) Karnowska-Ishikawa, Linton & Kwiatowski	$\frac{0,071}{10}$	—	—	$\frac{10,710}{53}$	*
<i>Euglena granulata</i> (G.A. Klebs) F. Schmitz	$\frac{0,041}{6}$	—	—	—	—
<i>Lepocinclis ovum</i> (Ehrenberg) Lemmermann	*	*	$\frac{0,062}{17}$	$\frac{1,424}{7}$	—

Продовження табл. 7

Види-домінанти	Водні екосистеми				
	рукави дельти			канал Дунай — Сасик	Сасицьке водосхо- вище
	Кілій- ський	Білго- родський	Очаків- ський		
<i>Ceratium hirundinella</i> (O.F. Müller) Dujardin	0,171 23	0,171 20	—	—	—
<i>Peridinium cinctum</i> (O.F. Müller) Ehrenberg	0,064 9	0,064 8	—	—	—
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen	*	*	0,025 7	—	—
<i>Cymbella lanceolata</i> (C. Agardh) C. Agardh	*	—	0,032 9	—	—
<i>Gyrosigma acuminatum</i> (Kützing) Rabenhorst	—	*	0,053 15	—	—
<i>Melosira varians</i> C. Agardh	—	0,087 10	0,035 10	—	—
<i>Tryblionella levidensis</i> W. Smith	—	—	—	—	1,055 8
<i>Microglena monadina</i> Ehrenberg	0,082 11	0,102 12	0,041 11	—	*
<i>Mychonastes jurisii</i> (Hindák) Krienitz, C. Bock, Dadheech & Proschold	—	—	—	—	0,986 8
<i>Staurastrum orbiculare</i> Meneghini ex Ralfs	*	—	0,026 7	—	—
<i>Tetrastrum triangulare</i> (Chodat) Komárek	—	*	*	*	1,651 13

П р и м і т к а. Над ризкою — біомаса виду-домінанта (мг/дм³); під ризкою — частка (%) від загальної біомаси фітопланктону; «—» — вид на даній станції не зустрівся; * — вид на даній станції зустрівся, але до складу домінуючого комплексу не входив.

— порівняння інформаційного різноманіття цих складових гідроеко-системи показує чітку градацію. Більш високим є інформаційне різноманіття фітопланктону річкових рукавів, а в каналі і водосховищі ці показники суттєво знижуються;

— високе інформаційне різноманіття природних підсистем зумовлено полідомінантною структурою фітопланктону, на відміну від каналу і водосховища, де ці показники є нижчими, що пояснюється більш спрощеною структурою водоростевих угруповань;

— високе інформаційне різноманіття фітопланктону річкових рукавів є важливою адаптаційною реакцією до вегетації як в осінньо-зимовий період, так і за умов певного антропогенного впливу, який фор-

мується цілою низкою забруднювачів, що надходять з річковим стоком у Кілійську дельту.

У цілому, за величинами інформаційного різноманіття (як за H_N , так і за H_B), простежується просторовий континуально-дискретний розподіл фітопланктону в осінньо-зимовий період у природно-штучній лотично-лентичній гідроекосистемі дельти Дунаю.

Сапробіологічна характеристика якості води. Для більш об'єктивної оцінки водного середовища було використано два методичні підходи.

Отримані характеристики якості води за співвідношенням видів-індикаторів різних зон сапробності від χ -о-сапробної до α -р-сапробної є репрезентативними, бо з 177 в. в. т. 124 в. в. т. належало до видів-індикаторів сапробності, а це 70 % від загального складу фітопланктону.

Розподіл видів-індикаторів у річкових рукавах був наступним:

— χ -о-сапроби — 10—17 в. в. т. (32—35 % загальної кількості), що відповідає класам якості води «дуже чисті» — «чисті води»;

— β -мезосапроби — 15—27 в. в. т. (54—55 %) — «помірно забруднені води»;

— α -р-сапроби — 3—6 в. в. т. (10—13 %) — «брудні» — «дуже брудні води».

Відповідно, усього по р. Дунай розподіл видів-індикаторів був наступний: χ -о-сапроби — 26 в. в. т. (32 %), β -мезосапроби — 46 в. в. т. (58 %), α -р-сапроби — 8 в. в. т. (10 %).

У каналі і Сасицькому водосховищі:

— χ -о-сапроби — 8—9 в. в. т. (19—27 %) — класи «дуже чисті» — «чисті води»;

— β -мезосапроби — 19—34 (66—72) — клас «помірно забруднені води»;

— α -р-сапроби — 2—4 (7—9) — класи якості води «брудні» — «дуже брудні води».

Порівняльний аналіз представлених результатів вказує на просторовий континуум, який проявився в наявності в кожній з досліджених при-

Таблиця 8

Індекс Шеннона фітопланктону гідроекосистеми дельти Дунаю в осінньо-зимовий період

Індекс Шеннона	Водні екосистеми				
	рукави дельти			канал Дунай — Сасик	Сасицьке водосховище
	Кілійський	Білгородський	Очаківський		
H_N , біт/екз	3,89–3,91 3,90±0,01	4,18–4,35 4,26±0,09	3,95–4,27 4,16±0,05	2,31–2,60 2,55±0,02	1,30–2,67 2,00±0,68
H_B , біт/мг	3,46–3,66 3,56±0,10	3,25–4,31 3,78±0,53	3,64–3,97 3,88±0,03	2,79–2,95 2,91±0,04	2,08–4,06 3,08±0,99

П р и м і т к а. H_N — індекс Шеннона за чисельністю; H_B — індекс Шеннона за біомасою. Над рискою — межі коливань; під рискою — середні величини ± стандартна помилка.

родних і штучних екосистем видів-індикаторів всіх п'яти зон сапробності. Разом з тим, встановлено і певну локальну дискретність — зростання в каналі і водосховищі кількості видів-індикаторів β -мезосапробної зони і, навпаки, зниження кількості видів-індикаторів α -р-сапробної зони (табл. 9).

Паралельно проведено оцінку якості води за індексами Пантле — Букк у модифікації Сладечека. Показано, що S_N в рукавах дельти — 1,86—1,98, а в каналі і водосховищі — 1,48—1,74; S_B в рукавах дельти 2,00—2,43, а в каналі і водосховищі — 1,84—2,38 (див. табл. 9).

Отримані величини індексу сапробності відповідають β' - β'' -мезосапробній зоні, розрядам «досить чисті» — «слабко забруднені води», класу «помірно забруднені води».

При загальному континуумі індексів сапробності в гідроекосистемі, реєструється певна локальна дискретність, яка, згідно з показниками S_N , характеризує якість води в річкових рукавах дельти як більш забруднену, ніж у каналі і водосховищі. Те ж саме і по рукавам і водосховищу за S_B . Деяке зростання індексу S_B у каналі в основному зумовлено масовим розвитком представника Euglenozoa — *Euglenaria caudata* (див. табл. 7), бо індекс сапробності цього виду — 2,8.

Наведена сапробіологічна характеристика якості води з паралельним використанням двох методичних підходів дозволяє стверджувати, що в осінньо-зимовий період якість води у досліджуваній лотично-лентичній гідроекосистемі в основному характеризується як континуум «помірно

Таблиця 9

Сапробіологічна характеристика якості води гідроекосистеми дельти Дунаю в осінньо-зимовий період

Сапробіологічні характеристики		Водні екосистеми				
		рукави дельти			канал Дунай — Сасик	Сасицьке водосховище
зони сапробності	класи якості води	Кілійський	Білгородський	Очаківський		
χ -о-сапробна	Дуже чиста — чиста	$\frac{15}{32}$	$\frac{17}{35}$	$\frac{10}{35}$	$\frac{8}{27}$	$\frac{8}{17}$
		$\frac{26}{55}$	$\frac{27}{55}$	$\frac{15}{54}$	$\frac{19}{66}$	$\frac{34}{74}$
β -мезосапробна	Помірно забруднена	$\frac{6}{13}$	$\frac{5}{10}$	$\frac{3}{11}$	$\frac{2}{7}$	$\frac{4}{9}$
		$\frac{6}{13}$	$\frac{5}{10}$	$\frac{3}{11}$	$\frac{2}{7}$	$\frac{4}{9}$
α -р-сапробна	Брудна — дуже брудна	$\frac{47}{100}$	$\frac{49}{100}$	$\frac{28}{100}$	$\frac{29}{100}$	$\frac{46}{100}$
		$\frac{47}{100}$	$\frac{49}{100}$	$\frac{28}{100}$	$\frac{29}{100}$	$\frac{46}{100}$
Індекс сапробності						
S_N		1,98	1,86	1,95	1,48	1,74
S_B		2,43	2,00	2,16	2,38	1,84

Примітка. Над рискою — кількість видів-індикаторів даної зони сапробності; під рискою — частка (%) від загальної кількості видів-індикаторів.

забруднених вод» з локальною дискретністю, зумовленою поліпшенням якості води у водосховищі, особливо порівняно з Кілійським рукавом.

Вважаємо за необхідне наголосити, що представлені результати щодо просторового континууму і дискретності, а відповідно, і домінування в кожному із складових лотично-лентичної гідроекосистеми внутрішньоводойменних процесів, отримані в осінньо-зимову межінь р. Дунай. Можливо, під час весняної повені чи весняно-літніх паводків континуальність зростатиме, а внутрішньоекосистемна дискретність — знижуватиметься, але це потребує спеціальних натурних досліджень у ці часові періоди.

Висновки

В осінньо-зимовий період (жовтень — лютий) комплексно розглянуто абіотичні чинники (прозорість води, абсолютний вміст і насичення води розчиненим киснем, величини рН), які до певної міри визначаються структурно-функціональною організацією фітопланктону в транскордонній лотично-лентичній гідроекосистемі дельти Дунаю. Залежність цих чинників від функціонування фітопланктону пов'язана з тим, що глобальні кліматичні зміни, характерні для останніх десятиліть, зумовили в осінньо-зимовий період позитивні значення температури води.

Для цих абіотичних чинників характерний просторовий континуум, а солоності води притаманна дискретність — 0,24—0,25 ‰ в річкових рукавах, аналогічно по руслу каналу, а в районі його впадіння у Сасицьке водосховище — 0,35—0,87 ‰ (що, можливо, зумовлено підпором вод із водосховища), а по акваторії водосховища — 1,71—2,11 ‰. Відповідно, різниця в солоності води в рукавах дельти і водосховищі становить 7,3—8,4 разів.

У рукавах дельти зареєстровано 108 в. в. т. з провідною роллю Bacillariophyta — 35 в. в. т. (32 % флористичного спектру) і Chlorophyta — 33 (31).

У каналі Дунай — Сасик усього було виявлено 50 в. в. т. водоростей, вегетує комплекс Chlorophyta — Cyanobacteria — 21 (42) і 13 (26) і значно зменшується різноманіття Bacillariophyta — 8 (16).

У фітопланктоні водосховища знайдено 68 в. в. т. з домінуванням Chlorophyta — 29 (42), Bacillariophyta — 23 (34) і Cyanobacteria — 14 в. в. т. (20 % флористичного спектру).

У цілому ж, незважаючи на осінньо-зимовий період, у лотично-лентичній гідроекосистемі було зареєстровано 175 видів, представлених 177 в. в. т.

Дендрограма видової подібності (за коефіцієнтом Серенсена) ілюструє просторовий континуум фітопланктону, а наявність двох відмінних кластерів (рукави дельти і канал — водосховище) вказує на локальну дискретність.

За середніми величинами чисельності і біомаси рукави дельти ранжуються в наступному порядку: Білгородський (1015 тис. кл/дм³ і 0,839 мг/дм³) > Кілійський (858 тис. кл/дм³ і 0,747 мг/дм³) > Очаківський (369 тис. кл/дм³ і 0,369 мг/дм³). Для каналу ці величини складають

246 753 тис. кл/дм³ і 20,273 мг/дм³, а для водосховища — 364 918 тис. кл/дм³ і 12,767 мг/дм³ відповідно.

Оцінка трофності характеризує природні водотоки як мезотрофні, а канал і водосховище — як гіпертрофні екосистеми.

При просторовому континуумі реєструється локальна дискретність, зумовлена різною структурною організацією домінуючих комплексів за чисельністю і біомасою: полідомінантним в річкових рукавах і олігодомінантним у каналі і водосховищі.

Інформаційне різноманіття (H_N , H_B) було більш високим — 3,90—4,26 біт/екз і 3,56—3,88 біт/мг — у рукавах, ніж у каналі та водосховищі, що, безперечно, є важливою складовою адаптаційного механізму фітопланктону до вегетації за певного антропогенного впливу.

Нижче інформаційне різноманіття спостерігається в каналі і водосховищі, що пов'язано з олігодомінантним складом їхнього фітопланктону.

Сапробіологічна оцінка якості води за співвідношенням видів-індикаторів різних зон сапробності та за індексом Пантле — Букк у модифікації Сладечека показала, що вона в основному відповідає β-мезосапробній зоні — 80 в. в. т. (64 % усіх видів індикаторів), S_N — 1,48—1,98, S_B — 1,84—2,38, які є характерним для класу «помірно забруднених вод», що притаманно більшості континентальних водойм і водотоків Європи на сьогодні.

Таким чином, встановлено, що в осінньо-зимовий період для фітопланктону транскордонної лотично-лентичної гідроекосистеми дельти Дунаю, яка включає природні, істотно-змінені та штучні компоненти, притаманний загальний просторовий континуум з локальною дискретністю.

Список використаної літератури

1. Барінова С.С., Медведева Л.А., Анисимова О.В. Биоразнообразие водорослей-индикаторов окружающей среды. Тель Авив : Pilies Stud, 2006. 498 с.
2. Биопродуктивность и качество воды Сасыкского водохранилища в условиях его опреснения. Харченко Т.А., Тимченко В.М., Иванов А.И. и др. Ин-т гидробиологии АН УССР. Киев : Наук. думка, 1990. 276 с.
3. Білоус О.П., Іванова Н.О. Сучасний стан фітопланктону Сасикського водосховища. *Актуальні проблеми ботаніки та екології: Матеріали міжнар. конф. молодих учених*. Умань : Сочінський, 2014. С. 38—39.
4. Біорізноманітність Дунайського біосферного заповідника, збереження та управління. Київ : Наук. думка, 1999. 704 с.
5. Гидрология дельты Дуная. Михайлов В.Н., Морозов В.Н., Михайлова М.В. и др. / Под ред. В.Н. Михайлова. Москва : ГЕОС, 2004. 448 с.
6. Гидроэкология украинского участка Дуная и сопредельных водоемов. Харченко Т.А., Тимченко В.М., Ковальчук А.А. и др. Киев : Наук. думка, 1993. 328 с.
7. Дунай и придунайские водоемы в пределах СССР. Под ред. Я.В. Ролла. *Тр. Ин-та гидробиологии АН УССР*. Киев : Изд-во АН УССР, 1961. Т. 36. 311 с.
8. Иванов А.И. Фитопланктон устьевых областей рек северо-западного Причерноморья. Киев : Наук. думка, 1982. 212 с.
9. Кілійське міжрайонне управління водного господарства. URL: <https://kmuv.gov.davr.gov.ua> (дата звернення: 17.02.2022).

10. Лимнологические исследования Дуная: Докл. XI Междунар. конф. по лимнол. изуч. Дуная (Киев, сентябрь 1967 г.). Киев : Наук. думка, 1969. 472 с.
11. Ляшенко А.В., Афанасьев С.О., Санду К. та ін. Hydrobiocenoses of the transboundary sections of the Ukrainian and Romanian parts of the Danube delta: Гідробіоценози транскордонних ділянок української та румунської дельти Дунаю. Київ : Кафедра, 2018. 312 с.
12. Марковский Ю.М. Фауна беспозвоночных низовьев рек Украины. Условия ее существования и использования. Часть III. Водоемы Килийской дельты Дуная. Киев : Изд-во Акад. наук. УССР, 1955. 280 с.
13. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / За ред. В.Д. Романенка. Київ : ЛОГОС, 2006. 408 с.
14. Окснюк О.П., Жданова Г.А., Гусынская С.Л., Головка Т.В. Оценка состояния водных объектов Украины по гидробиологическим показателям. 1. Планктон. *Гидробиол. журн.* 1994. Т. 30, № 3. С. 26—31.
15. Поліщук В.В. Гідрофауна пониззя Дунаю в межах України. Киев : Наук. думка, 1974. 421 с.
16. Ролл Я.В. Фитопланктон советского участка Дуная, его рукавов и заливов. *Тр. Ин-та гидробиологии АН УССР.* 1961. № 36. С. 70—93.
17. Романенко В.Д., Якушин В.М., Щербак В.І. та ін. Біорізноманіття та біоресурсний потенціал екосистем дніпровських водосховищ в умовах кліматичних змін і розвитку біологічної інвазії. Київ : Наук. думка, 2019. 275 с.
18. Семенюк Н.Є. Фітоепіфітон водних об'єктів басейну Дніпра : автореф. дис. ... д-ра біол. наук. Київ, 2020. 40 с.
19. Щербак В.І. Методи досліджень фітопланктону. *Методичні основи гідробіологічних досліджень водних екосистем.* Київ, 2002. С. 41—47.
20. Щербак В.І. Фітопланктон. *Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод.* Київ : ЛОГОС, 2006. С. 8—32.
21. Щербак В.І., Корнійчук Н.М. Континуальність та дискретність річкового фітомікроепіфітону. *Доп. НАН України.* 2005. № 9. С. 208—212.
22. Щербак В.І., Майстрова Н.В., Семенюк Н.Є. Континуальність і дискретність водоростевих угруповань антропогенно порушеної затоки Канівського водосховища. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія.* 2008. Т. 15. С. 158—168.
23. Chaffin J.D., Bridgeman T.B., Bade D.L., Mobilian C.N. Summer phytoplankton nutrient limitation in Maumee Bay of Lake Erie during high-flow and low-flow years. *J. Great Lakes Res.* 2014. Vol. 40. P. 524—531.
24. Danube delta. Genesis and Biodiversity. Leiden, 2006. 445 pp.
25. Gadzinowska J. Plankton communities in oxbow lakes of the River Vistula (Oświęcim Basin) with bottom sediments heterogeneously contaminated with heavy metals. *Limnol. Rev.* 2013. Vol. 13, Iss. 2. P. 93—104.
26. Kazakov S., Biserkov V., Pehlivanov L., Nedkov S. Trophic status assessment of small turbid lakes comparing remote sensing and *in situ* data: case study at Lower Danube floodplain. *Aerospace Research in Bulgaria.* 2020. Vol. 32. P. 53—63.
27. Lăcătuș M.F., Stroe M.D., I. G., Tenciu M., Crețu M. Characterization of phytoplankton communities on the Danube sector km 169 — km 197 in 2021. *Scientific Papers — Animal Science Series: Lucrări Științifice — Seria Zootehnie.* 2021. Vol. 76. P. 93—96.
28. Liashenko A.V., Meteletskaia Z.G. Long-term Changes in Macrozoobenthos of the Kiliya Delta of the Danube River. *Hydrobiol. J.* 2002. Vol. 38, N 6. P. 50—57.
29. Liashenko A.V., Sylayeva A.A., Etingova A.A., Makovskiy V.V. Comparative characteristics of biodiversity of macroinvertebrates ecological groups in the Kiliya Delta of the Danube River. *Ibid.* 2005. Vol. 41, N 2. P. 17—35.
30. Liashenko A., Zorina-Sakharova K. Macroinvertebrates of the Marine Edge and Fore-Delta of Kyliya Branch of the Danube River. *Acta zool. bulg.* 2014. Suppl. 7. P. 19—25.

31. Liashenko A.V., Zorina-Sakharova K.Ye. Hydrological-hydrochemical characteristic of the Sasyk liman and the Sasyk reservoir. *Hydrobiol. J.* 2017. Vol. 53, N 2. P. 97—107.
32. Liashenko A.V., Zorina-Sakharova K.Ye. Hydroecological characteristic of the Sasyk liman and the Sasyk reservoir. *Ibid.* 2017. Vol. 53, N 3. P. 26—43.
33. Liashenko A.V., Zorina-Sakharova K.Ye. Succession of hydrobiocenoses of the Sasyk liman and the Sasyk reservoir. *Ibid.* 2018. Vol. 54, N 4. P. 14—29.
34. Lyashenko A.V., Zorina-Sakharova Ye.Ye. Comparative characteristics of the indices of invertebrates macrofauna diversity in the Ukrainian and Romanian sections of the Danube river Delta. *Ibid.* 2009. Vol. 45, N 6. P. 17—32.
35. Lyashenko A.V., Zorina-Sakharova Ye.Ye. Biological indication of the water quality of the Kiliya Danube delta by aquatic invertebrates' fauna. *Ibid.* 2012. Vol. 48, N 6. P. 51—72.
36. Lyashenko A.V., Zorina-Sakharova Ye.Ye., Makovskiy V.V. Modern state of the macrofauna of invertebrates of the Ukrainian part of the lower reaches of the Danube river. *Ibid.* 2007. Vol. 43, N 4. P. 21—34.
37. Lyashenko A.V., Zorina-Sakharova K.Ye., Guleykova L.V., Pogoryelova M.S. Peculiarities of the structural and functional characteristics of contact hydrobiocenoses. *Ibid.* 2020. Vol. 56, N 1. P. 3—23.
38. Lyashenko A. V., Zorina-Sakharova Ye.Ye., Sanzhak Yu. O., Makovskiy V.V. Comparative characteristics of the taxonomic composition of the macrofauna of the Kiliya delta of the Danube River. *Ibid.* 2013. Vol. 49, N 3. P. 27—40.
39. Marchenko I.S., Lyashenko A.V. Comparative characteristics of zooplankton of the Sasyk reservoir. *Ibid.* 2017. Vol. 53, N 6. P. 49—59
40. Moldoveanu M., Zinevici V., Parpală L. et al. The role of plankton communities in the functional capacity of the Danube delta ecosystems — a long term study. *Muzeul Olteniei Craiova. Oltenia. Studii și comunicri. Științele Naturii.* 2015. Tom 31, N 2. P. 183—188.
41. Moss B., Booker I., Balls H., Manson K. Phytoplankton distribution in a temperate floodplain lake and river system. I. Hydrology, nutrient sources and phytoplankton biomass. *J. Plankton Res.* 1989. Vol. 11, N 4. P. 813—838.
42. Protasov A.A., Uzunov Y.I., Sylaieva A.A. et al. Ecological continuum: fundamental concepts and use in applied hydrobiology. *Hydrobiol. J.* 2022. Vol. 58, N 5. P. 3—15.
43. Șherbak V., Sherman I., Semeniuk N., Kutishchev P. Autotrophic communities' diversity in natural and artificial water-bodies of a river estuary — A case-study of the Dni-eper — Bug Estuary, Ukraine. *Ecohydrology and Hydrobiology.* 2020. Vol. 20. P. 112—122.
44. Stoica C., Lucaciu I., Nicolau M., Vosniakos F. Monitoring the ecological diversity of the aquatic Danube delta systems in terms of spatial-temporal relationship. *J. of Environ. Protection and Ecology.* 2012. Vol. 13, N 2. P. 476—485.
45. Stoica C., Stanescu E., Paun I. et al. Trophic status of Danube river and its tributaries using chlorophyll *a* as an indicator. *The Environment and the Industry: Proceedings Book of INCD ECOIND — International Symposium — SIMI 2016 (Bucharest, Romania, October 13—14, 2016).* Bucharest, 2016. P. 96—104.
46. Török L., Török Z., Carstea E.M., Savastru D. Seasonal variation of eutrophication in some lakes of Danube Delta Biosphere Reserve. *Water Environ. Res.* 2017. Vol. 89, N 1. P. 86—94.

Надійшла 30.09 2022

V.I. Shcherbak, Dr. Sci. (Biol.), Prof., Leading Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Geroyiv Stalingrada prosp., 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: ek424nat@ukr.net
ORCID 0000-0002-1237-6465

A.V. Liashenko, Dr. Sci. (Biol.), Senior Researcher, Leading Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Geroyiv Stalingrada prosp., 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: ArtemLyashenko@bigmir.net
ORCID 0000-0003-0028-4974

N. Ye. Semenyuk, Dr. Sci. (Biol.), Senior Researcher
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Geroyiv Stalingrada prosp., 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: natasemenyuk@gmail.com
ORCID 0000-0003-4447-3507

K.Ye. Zorina-Sakharova, PhD (Biol.), Senior Researcher
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Geroyiv Stalingrada prosp., 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: katerynazorinasakharova@gmail.com
ORCID 0000-0001-6159-2642

D.A. Lutsenko, PhD student (Biol.),
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Geroyiv Stalingrada prosp., 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: ecowaterkma@gmail.com
ORCID 0000-0002-9399-2250

CONTINUITY AND DISCRETENESS OF AQUATIC COMMUNITIES IN LOTIC-LENTIC ECOSYSTEM OF THE DANUBE DELTA: PHYTOPLANKTON

The paper deals with patterns of continuity and discreteness of the main abiotic parameters and phytoplankton in the transboundary lotic-lentic aquatic ecosystem, including branches of the Danube, the Danube — Sasyk channel and the Sasyk reservoir in autumn-winter. The water temperature, dissolved oxygen content and pH are characterized by spatial continuum, and the salinity is distinguished by discreteness (fresh water in the branches and channel, and brackish water in the reservoir). With phytoplankton showing spatial continuum, being dominated by planktonic forms of diatoms, green and blue-green algae, local signs of discreteness are observed, related to different structure of dominant complexes: polydominant in the river branches and oligodominant in the channel and reservoir. The cell count and biomass are typical for mesotrophic (delta branches) and hypertrophic (channel, reservoir) ecosystems, and oligodominant and polydominant complexes bring about high information diversity, which is an important adaptation characteristic of phytoplankton.

Keywords: *lotic-lentic ecosystem of the Danubian delta, phytoplankton, taxonomic, information diversity, cell count, biomass, dominant complexes, saprobity, continuity, discreteness.*

УДК 574.589

М.С. КОЗИР, к. б. н., наук. співроб.,
Інститут еволюційної екології НАН України,
вул. акад. Лебедева, 37, Київ, 03143, Україна
e-mail: geobot2.nt@gmail.com

Л.М. ГУБАРЬ, к. б. н., ст. наук. співроб.,
Інститут еволюційної екології НАН України,
вул. акад. Лебедева, 37, Київ, 03143, Україна
e-mail: ogubar@gmail.com

БІОТОПИ БОТАНІЧНОЇ ПАМ'ЯТКИ ПРИРОДИ ЗАГАЛЬНОДЕРЖАВНОГО ЗНАЧЕННЯ «РОМАНІВСЬКЕ БОЛОТО»

У статті подано класифікацію біотопів ботанічної пам'ятки природи загальнодержавного значення «Романівське болото», яка складається із п'яти типів біотопів вищого ієрархічного рівня (С, D, E, G, I) та 15 типів нижчого. Найбільші території зайняті біотопами типів D (65—70 % площі) та G (близько 25—30 %). У характеристиці біотопів подано перелік асоціацій, кількість видів у кожному біотопі і раритетні види, ґрунти, зміни режиму зволоження, клімату та зарегулювання водотоків. Також виявлені несприятливі фактори, що негативно впливають на розповсюдження звичних тут раніше осокових угруповань. Тому постійний моніторинг цього природно-заповідного об'єкта забезпечить збереження цінних для науки угруповань та видів.

Ключові слова: біотопи, «Романівське болото», рідкісні види, біорізноманітність, рослинність.

В останні десятиріччя актуальною є проблема стрімкого зменшення біорізноманіття. В Україні особливо гостро вона проявляється в мегаполісах і містах-супутниках внаслідок значної забудови нових територій та масового приросту населення. У таких умовах охорона на рівні виду вже не є достатньо дієвою, важливим стає збереження самого місцезростання конкретного виду та притаманних йому ландшафтів. Тому актуальною є проблема ефективного зберігання місць існування виду з його специфічними умовами, і тим самим забезпечення охорони того самого раритету.

«Романівське болото» неодноразово привертало увагу дослідників, які вивчали флористичне та ценотичне багатство болота, наявність цін-

Ц и т у в а н н я: Козир М.С., Губарь Л.М. Біотопи ботанічної пам'ятки природи загальнодержавного значення «Романівське болото». *Гідробіол. журн.* 2023. Т. 59, № 1. С. 27—38.

них для господарства і рідкісних видів. Попри те, що дослідники цікавилися ним давно, болото вивчене недостатньо повно. Вперше опис його рослинного покриву здійснили Т.Л. Андрієнко та С.С. Харкевич [2], які крім цього також звернули увагу на стратиграфію. Основний акцент у публікації був зроблений на рідкісні види. Разом з цим було встановлено, що флора вищих рослин тут досить багата і нараховує близько 100 видів, серед яких 25 % — болотні, а понад 40 % — лучно-болотні. Проте авторами не був наведений перелік видів, не були вказані критерії багатства досліджуваного об'єкту. Дослідження рослинності подано в узагальненому вигляді за домінантною класифікацією, без наведення геоботанічних описів та продромусу.

Також авторами було досліджено торфовий шар болота [2]. На підставі аналізу їхніх даних нами було зроблено припущення щодо виникнення болота та його рослинності. Так, долина струмка Любка заростала фітоценозами, де домінантами і субдомінантами виступали *Alnus glutinosa* (L.) Gaertn. та *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. Окрім них у рослинному покриві були присутні види р. *Typha* L. та *Menyanthes trifoliata* L. Ми вважаємо, що заболочення виникло в проміжку 7600—3800 років тому. З наростанням шару торфу відбувалося збіднення живлення і болото поступово перейшло в другу стадію з домінуванням *Phragmites australis*. Перехід до цієї стадії тривав близько 1650—3400 р. Окрім виду домінанту в утворенні фітоценозів зі значно меншою участю були присутні *Carex appropinquata* Schum., *C. rostrata* Stokes, *C. acutiformis* Ehrh., *Equisetum fluviatile* L., *Calamagrostis canescens* (Weber) Roth, *C. stricta* (Timm) Koeler тощо. Ця стадія тривала близько 1200—2600 р. Приблизно 850—1900 років тому болото перейшло на третю стадію розвитку. На цій стадії тут переважно зростали угруповання з домінуванням *Phragmites australis*, *Carex appropinquata* і *C. lasiocarpa* Ehrh. Четверта стадія розпочалася приблизно 400—900 років тому і характеризувалася переважанням у травостой *Carex appropinquata*. На сучасному етапі болото на переважній більшості площ вкрите очеретом з вкрапленнями вільхово-очеретяних, вербових, осокових, рогозових фітоценозів та угрупованнями вільноплаваючих водних видів, на деяких ділянках співдомінантом виступає *Urtica galeopsifolia* Wierzb. ex Opiz. По краю болота найчастіше розташовані фітоценози зі значною участю вільхи та верб і набагато рідше відмічалися осокові зарості, зокрема *Carex appropinquata*, *C. acutiformis*, *C. riparia* Curtis.

За останні роки досліджень «Романівського болота» було продовжено вивчення сучасного стану флори в дуже узагальненому вигляді [8, 9]. Також авторами досліджувалися види з Червоної книги України, а саме: *Betula humilis* Schrank, *Pedicularis sceptrum-carolinum* L., *Dactylorhiza incarnata* (L.) Soo [10]. В роботі В.А. Онищенко та О.І. Прядко [6] згадується про дослідження власне болотної частини цього заказника. Всі ці праці були присвячені переважно вивченню флори. Рослинність була досліджена на такому ж рівні, як і в попередніх роботах.

Зазначимо, що спроби висвітлити біотопи «Романівського болота» вже були [3]. Проте це було здійснено лише фрагментарно і, як наслідок, не відображає всього багатства біотопів цього цінного та цікавого природно-заповідного об'єкта (ПЗО). Хоча класифікація біотопів і оселищ є важливою та нині набуває особливого значення, оскільки саме вони є місцем існування рідкісних видів і угруповань, що дає змогу ефективніше зберігати біоту, ніж просто охорона окремих видів. Важливість питання вивчення біотопів для збереження природного середовища підштовхнуло нас розробити класифікацію біотопів «Романівського болота» і привести їхню характеристику.

Матеріал і методика досліджень

Ботанічна пам'ятка природи загальнодержавного значення (БППЗЗ) «Романівське болото» — це природно-заповідний об'єкт на околиці м. Києва в безпосередній близькості до житлового масиву Романівка (колишнє с. Романівка), що є частиною м. Ірпінь. Площа природно-заповідного об'єкта становить близько 30 га.

Дослідження проводили впродовж вегетаційних сезонів 2018—2021 рр. детально-маршрутним методом. Геоботанічні описи слугували основою класифікації біотопів, зокрема для їхньої синтаксономічної характеристики та виділення діагностичних видів. Синтаксони представлено відповідно до сучасних синтаксономічних оглядів [5, 16, 18]. Для класифікації біотопів було використано 126 геоботанічних описів. Описи виконано за загальноприйнятими методиками [1] та внесено до бази даних TURBOVEG, а їхню обробку здійснено за допомогою алгоритму TWINSPAN MODIFIED [19], імплементованого в програмну оболонку JUICE [13, 20]. Для створення класифікаційної схеми використали нароби Я.П. Дідуха зі співавторами [4], розроблені на базі класифікації EUNIS [12, 14], відповідно якої в основу поділу покладено ту провідну екологічну ознаку, яка визначає специфіку структури екосистеми та її функціонування. Назви видів подано за [17].

Результати досліджень та їх обговорення

Комплексність рослинного покриву «Романівського болота» полягає в тому, що тут поряд один з одним розташовані водні, болотні, лучні, чагарникові, лісові та рудеральні угруповання і їхні площі постійно змінюються. Тому важливо зафіксувати станом на сьогодні, які види рослин, фітоценози та біотопи присутні на території ПЗО, щоб мати змогу в подальшому здійснювати моніторинг об'єкту. Моніторинг, у свою чергу, дозволить спрогнозувати, що буде з болотом в подальшому, які процеси на ньому відбуватимуться і як це вплине на саме болото. Проведені нами флористичні та геоботанічні дослідження «Романівського болота» стали основою для класифікації біотопів і будуть підґрунтям для моніторингу в майбутньому.

В результаті досліджень було встановлено, що «Романівське болото» — це комплекс фітоценозів, де присутні водні (тип біотопів С), болотні

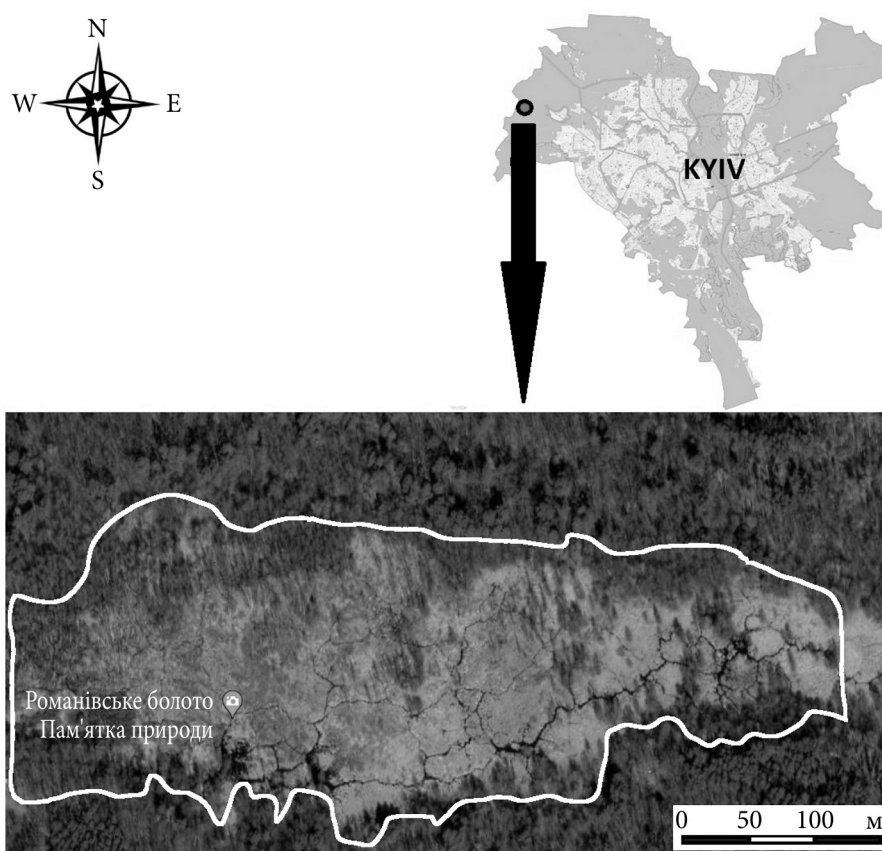


Рис. 1. Карта-схема території досліджень

(D), лісові та чагарникові (G), лучні (E) та рудеральні (I) угруповання. На основі цього було складено схему класифікації біотопів, відмічених нами на території БППЗЗ «Романівське болото» [4].

С. Біотопи континентальних водойм.

С1 Непроточні та проточні прісноводні водойми.

С1.1. Плаваючі на поверхні і в товщі води гідрофіти.

С1.12. Вільноплаваючі на поверхні води плейстофіти (*Lemnetea*, *Lemnion minoris*: *Lemna minor*, *L. gibba*, *Salvinia natans*, *Spirodela polyrrhiza*, *Ricciocarpus natans*).

С1.3. Вкорінені макрофіти з плаваючим на поверхні води листям (аерогідатофіти).

С1.33. Угруповання плаваючих на поверхні рослин неглибоких водойм (*Hottonion*, *Ranunculion aquatilis*: *Callitriche hermaphroditica*, *C. verna*, *Sparganium minimum*).

С1.332 Угруповання евтрофних проточних водойм із незначним рівнем води (*Callitriche palustris*, *C. hermaphroditica*).

D. Перезволожені біотопи трав'яного типу (болотна та прибережно-водна рослинність).

D1. Прибережно-водні угруповання, що формуються в умовах достатнього обводнення на мулистих та піщаних відкладах (Phragmito-Magnocaricetea) з різкою змінністю зволоження.

D1.1. Густі зарості рослин, які можуть формувати щільний шар кореневищ чи купини.

D1.11. Зарості високотравних гелофітів (шувари), в яких стоячі стебла перезимовують у засохлому вигляді (Phragmitetalia: *Phragmites australis*, *Cladium mariscus*, *Equisetum hyemale*, *Scirpus lacustris*, *Typha angustifolia*, *T. latifolia*).

D1.12. Угруповання середньовисоких гелофітів з відмираючими на зиму полеглими стеблами (Nasturtio-Glycerietalia: *Acorus calamus*, *Catabrosa aquatica*, *Glyceria arundinacea*, *G. maxima*, *G. notata*, *Leeria oryzoides*, *Scirpus sylvaticus*, *Sparganium emersum*, *S. erectum*, *Zizania latifolia*).

D1.13. Угруповання слабозасолених мулистих субстратів (Scirpion maritimi, *Typhion laxmanii*: *Bolboschoenus maritimus*, *Scirpus tabernaemontani*, *Typha laxmannii*).

D1.2. Угруповання повітряно-водних гелофітів, що не мають потужних кореневищ і формуються на алювіальних (мінеральних) чи мулистих ґрунтах.

D1.21. Розріджені угруповання повітряно-водних багаторічних гелофітів, часто з морфологічними ознаками адаптованості до водного середовища (Oenanthion aquaticae: *Alisma plantago-aquatica*, *Butomus umbellatus*, *Oenanthe aquatica*, *Sagittaria sagittifolia*, *Rumex hydrolapathum*).

D1.22. Високорослі зарості терофітів зі стеблами ортотропного типу.

D1.221. Угруповання терофітів зі стеблами ортотропного типу на мулистих та піщаних відкладах (Bidentetea tripartite: *Bidens cernua*, *B. radiata*, *B. tripartita*, *Persicaria amphibia*, *P. hydropiper*, *P. maculosa*, *Xanthium album*).

D1.3. Низькорослі ефемерні угруповання, що формуються в умовах зміни зволоження субстрату.

D1.33. Угруповання на мулистих наносах (Littoreletea: *Hippuris vulgaris*, *Eleocharis palustris*, *E. uniglumis*, *Elatine alsinistrum*).

D2. Болотні угруповання, що формуються в умовах постійного зволоження на торф'янистих ґрунтах та торф'яниках.

D2.1. Болота евтрофного типу, що формуються в заплавах при акумуляції органіки шляхом її перерозподілу (Magnocaricetalia).

D2.11. Високоосокові болота на торф'янистих ґрунтах.

D2.111. Осокові угруповання, що характеризуються неоднорідністю мікрорельєфу (висококупинні осоки Magnocaricion elatae: *Carex appropinquata*, *C. cespitosa*, *C. omskiana*, *C. riparia*, *C. elata*, *C. pseudocyperus*, *C. pendula*).

D2.112. Осокові угруповання, що мають однорідний рельєф, за участі гіпнових мохів або без них (кореневищні та низькокупинні осоки Magnocaricion elatae).

caricion elatae: *Carex acuta*, *C. acutiformis*, *C. paniculata*, *C. rostrata*, *C. vesicaria*, *C. vulpina*).

Е. Злаково-трав'янисті мезо- та ксеротичні біотопи з домінуванням гемікриптофітів, що формуються в умовах помірного або недостатнього зволоження (луки, степи, пустоші).

Е1. Біотопи злаковників гігромезофітного, мезофітного та ксеромезофітного типу, що формуються в умовах достатнього зволоження (луки) (Molinio-Arrhenatheretea, Nardetalia).

Е1.1. Вологі гігромезофітні (болотисті) луки та інші угруповання, в яких переважає акумуляція органічних речовин (Molinietalia).

Е1.13. Вологі високотравні угруповання (Filipendulion: *Aegopodium podagraria*, *Angelica sylvestris*, *Filipendula ulmaria*, *Urtica galeopsifolia*).

Г. Біотопи фанерофітного типу (ліси, чагарники).

Г1. Листяні листопадні ліси.

Г1.1. Дрібнолистяні ліси, чагарники.

Г1.11. Прирічкові ліси з домінуванням *Salix*, *Populus* на піщаних терасах.

Г1.114. Вербові зарості стоячих вод (Salicion cinerea: *Salix cinerea*, *S. aurita*, *S. pentandra*).

Г1.115. Вербові зарості на заплавах річок (Salicion triandrae: *Salix triandra*, *S. viminalis*).

Г1.13. Ліси з домінуванням *Alnus glutinosa*.

Г1.132. Вільхові евтрофні заболочені ліси (Alnetea glutinosae).

І. Біотопи, сформовані господарською діяльністю людини.

І3. Біотопи, що сформувались на місці вирубок.

І3.2. Біотопи чагарникових угруповань, що сформувались на місці вирубок.

Характеристика біотопів «Романівського болота»

Біотопи С1.12 досить спорадично поширені на території дослідження. Зазвичай це ділянки, кожна з яких займає не більше 10—20 м², приурочені до водного дзеркала (найчастіше це непроточні або слабопроточні водойми по країнам болота і у центральній частині), загалом займають не більше 3 % території. Біотопи сформовані угрупованнями асоціацій Lemnetum minoris Soó 1927, Lemno-Spirodeletum polyrhizae Koch 1954, Lemnetum trisulcae Den Hartog 1963. В них зростає понад 30 видів рослин, в тому числі регіонально рідкісні: *Calla palustris* та *Menianthes trifoliatae* [7]. Серед згаданих асоціацій найчастіше трапляються фітоценози Lemno-Spirodeletum polyrhizae — вони відмічені у 2/3 випадків. Біотопи угруповань охороняються за Директивою Ради Європи 92/43/ЄЕС (№ 3150) [11]. Такі види, які є домінантами та співдомінантами для означених вище біотопів, наприклад *Spirodela polyrhiza* та види р. *Lemna*, є індикаторами мезо-, евтрофних малопрогрітих або прогрітих замкнутих або слабопроточних прісноводних водойм зі слабкими мулисто-піщаними донними відкладами, відкладами детрита, ділянками незабруднених лісових водойм. Присутні в цьому типі біотопів *Calla palustris* L. та *Menianthes tri-*

foliatae є індикаторами понижених ділянок з постійним ґрунтовим (рідше поверхневим) підтопленням. Що характеризує цей тип біотопу як типовий для досліджуваного болота біотоп вільно плаваючих макрофітів.

Біотопи С1.332 поширені так само, як і попередні. Зазвичай окремих біотоп займає близько 10 м², і вони переважно розташовані в центральній частині болота. Їхня площа загалом займає не більше 3 % території. Ці біотопи сформовані угрупованнями асоціацій *Lemnetum minoris* Soó 1927, *Lemno-Spirodeletum polyrhizae* Koch 1954. В них зростає 27 видів рослин (у тому числі рідкісні: *Menyanthes trifoliata*, *Calla palustris*). Біотопи угруповань охороняються за Директивою Ради Європи 92/43/ЄЕС (№ 3150). Цей тип біотопів відмінний від попереднього силою течії води, що впливає на проективне покриття домінантних видів, і є більш порушеним внаслідок потужного зовнішнього впливу (діяльність бобрів).

Біотопи D1.11 серед всієї їхньої різноманітності поширені найчастіше і займають найбільші площі, що, за нашими оцінками, перевищують 60 % території об'єкта. Трапляються в усіх частинах болота. Біотопи сформовані угрупованнями асоціацій *Phragmitetum australis* Savič 1926, *Thelypterido palustris-Phragmitetum australis* Kuiper ex van Donselaar et al. 1961, *Typhetum angustifoliae* Pignatti 1953, *Typhetum latifoliae* Nowiński 1930, *Equisetetum fluviatilis* Nowiński 1930. В цих біотопах відмічено 60 видів (серед яких *Calla palustris*). Найчастіше трапляються угруповання *Phragmitetum australis* (не менше 45—50 % площі болота) та *Typhetum latifoliae* (7—10 % від загальної площі). Решта фітоценозів займають незначні площі (не більше 2—4 %).

Слід зазначити, що домінуючу роль в утворенні цього типу біотопів бере *Phragmites australis*. Це політопний вид та індикатор заболочених водойм, який відіграє основну роль в утворенні біомаси болота (2,8—3,5 кг/м² сухої маси) та ґрунтоутворенні. Таким же політропним видом, який теж індукує заболоченість водойм, є *Thelypteris palustris* Schott, що разом з очеретом утворює значну біомасу та є співдомінантом у деяких фітоценозах. Крім того, слід приділити увагу *Typha angustifolia* L., *T. latifolia* L. та *Equisetum fluviatilis*, які є індикаторами мезо-, евтрофних ділянок водойм з малим (*T. angustifolia*, *Equisetum fluviatilis*) та значним коливанням води (*T. latifolia*). Вони виступають домінантами та субдомінантами окремих ценозів і, як і попередній вид, утворюють значну біомасу та є місцем мешкання болотних представників фауни. Також тут присутній *Calla palustris*.

Біотопи D1.12 поширені найчастіше ближче до краю болота і займають не більше 1—2 % площ ПЗО. Біотопи сформовані угрупованнями асоціацій *Nasturtietum officinalis* Gilli 1971, *Leersietum oryzoidis* Egger 1933, *Sparganietum erecti* Roll 1938. В цих біотопах зростає 39 видів, серед яких є регіонально рідкісний вид *Calla palustris*. Угруповання *Leersietum oryzoidis* з покриттям до 100 % мають компактні місцезростання на західному боці болота. Види таких біотопів є індикаторами алювіальних ділянок з постійним ґрунтовим та поверхневим підтопленням. Також слід за-

значити, що чужорідний вид *Leersia oryzoides* (L.) Sw. успішно поширився на територію болота, де утворив асоціацію та біотоп.

Біотопи D1.13 мало поширені на території ПЗО і займають найменші площі серед всіх біотопів. Відмічені на мілководдях по краю болота з глибиною води 5—30 см. В донних відкладах переважають мулисті субстрати. Такі біотопи сформовані угрупованнями асоціації *Typhetum laxmannii* (Ubrizsy 1961) Nedelcu 1968 площею до 2 м². Тут зростає всього 7 видів рослин. Ценоз розташований на південному боці болота за кілька метрів від краю болота. Слід зазначити, що домінуючий вид цього біотопу є чужорідним та активно поширюється всією територією України. Його поява на болоті свідчить про значну загрозу біорізноманіттю природних біотопів.

Біотопи D1.21 рідко поширені біотопи, які розповсюджені по мілким замкнутим або слабопроточним водоймам з мулистими, мулисто-піщаними, мулисто-торф'янистими і торф'янистими відкладами та нейтральним або слабокислим середовищем. Такі біотопи сформовані угрупованнями асоціацій *Oenanthetum aquaticae* Soó ex Neuhäusl 1959, *Callietum palustris* Vanden Berghen 1952 та рідкісних угруповань *Menyanthetum trifoliatae* Nowiński 1927. Відмічені вони переважно в центральній частині болота і займають незначні площі, що загалом не дотягують до 1 % від загальної площі ПЗО. У складі біотопів відмічено 28 видів, серед яких є раритетні: *Calla palustris* та *Menyanthes trifoliata*. Біотопи угруповань асоціації *Callietum palustris* охороняються за Директивою Ради Європи 92/43/ЄЕС (№ 7140). Вони цінні тим, що у Київській обл. знаходяться на південній межі ареалу виду. Ці види є індикаторами підтоплення, про що згадувалося вище.

Біотопи D1.221 дуже рідко трапляються на території «Романівського болота» та займають прибережні смуги водойм на мулистих та мулисто-піщаних субстратах. Вони сформовані угрупованнями асоціації *Bidentetum cernuae* Slavnić 1951, в яких відмічено 17 видів. *Bidens cernua* L. є індикатором мезо-, евтрофних заростей алювіальних ділянок проточних водойм з коливанням рівня води та з початковими процесами заболочення. Вид є цінним для біорізноманіття болота, оскільки активно заміщається видом *Bidens frondosa* L. Також цінним є *Ostericum palustre* (Besser) Besser — вид із додатку I Бернської конвенції [14]. Біотопи угруповань охороняються Директивою Ради Європи 92/43/ЄЕС (№ 3270).

Біотопи D1.33 представлені фітоценозами низькотравних повітряно-водних видів рослин, що зростають на мілководдях стоячих і проточних водойм зі значними коливаннями рівня води впродовж вегетаційного сезону (10 (30)—50 см). Ці біотопи рідко відмічені на території ПЗО на мілководді між центральною та прибережною частинами болота. Формуються вони в основному ценозами асоціації *Eleocharitetum palustris* Savič 1926, в яких відмічено 4 види. Види біотопу є індикаторами місцезростань з різким коливанням рівня води та ділянок з порушенням поверхні субстрату, а також чистих водойм.

Біотопи D2.111 відмічені не дуже часто і, на нашу думку, займають не більше 5—7 % території. Розташовуються вони переважно по краю болота в центральній його частині, подекуди у вигляді смуг вздовж каналців та по окраїнах вільшняків. У донних відкладах переважаючими є мулисті, мулисто-торф'яністі та торф'яністі субстрати. Глибина води змінюється впродовж вегетаційного сезону, але в середньому становить 20—50 см. Такі біотопи розташовані в межах угруповань асоціацій *Caricetum appropinquatae* Aszód 1935, *Caricetum ripariae* Máthé et Kovács 1959. Тут відмічено 23 види рослин.

Біотопи D2.112 — ці біотопи нами рідко відмічалися по окраїнах вільшняків, берегах водойм або в прибережній зоні на мулисто-торф'яністих, торф'янисто-глеєвих та торф'яно-болотних ґрунтах в умовах змінного режиму зволоження впродовж вегетаційного сезону. Вони сформовані угрупованнями асоціацій *Caricetum acutiformis* Egger 1933, *Caricetum gracilis* Savič 1926, що загалом займають досить незначні площі (менше 1 %). В біотопі відмічено 29 видів рослин, серед яких є регіонально рідкісний *Veratrum lobelianum* Bernh. [7].

Біотопи E1.13 спонтанно відмічені нами по краях вільшняків і болота. Розташовані в неглибоких зниженнях на торф'яно-болотних або торф'янисто-глеєвих ґрунтах. У фітоценозах асоціації *Lysimachio vulgaris-Filipenduletum* Balátová-Tuláčková 1978, якими формується цей біотоп, відмічено 16 видів рослин. Біотопи угруповань охороняються Директивою Ради Європи 92/43/ЄЕС (№ 6430).

Біотопи G1.114 відмічені на території цього ПЗО і загалом займають площі близько 5 %, де відмічається незначне підтоплення впродовж року. Вони сформовані угрупованнями союзу *Salicion cinerea* (асоціації *Salicetum cinerea* Zółomi 1931), що постійно вкриті водою або заливаються переважно навесні. Розташовуються вони переважно по краях та в центральній частині болота. В ґрунтовому покриві переважають торф'яно-болотні, мулисто-болотні субстрати зі значним зволоженням. У біотопі відмічено 20 видів рослин.

Біотопи G1.115 рідко відмічені на території цього ПЗО і загалом займають незначні площі (менше 1 %). Біотопи розташовані в межах фітоценозів асоціації *Salicetum triandrae* Malcuit ex Noirfalise in Lebrun et al. 1955 і приурочені до ділянок, які періодично заливаються під час повеней (по берегам водойм) на мулисто-болотних або лучно-болотних ґрунтах. У біотопах відмічено 17 видів рослин, серед яких і раритетний *Calla palustris*.

Біотопи G1.132 поширені досить часто, переважно по окраїнах болота, розташовані широкими суцільними смугами або взагалі винесені в окремий масив. Приурочені вони до понижених ділянок з торф'янистими ґрунтами. Також вкраплення відмічені і в центральній частині болота, у вигляді підросту разом із *Salix cinerea* L. За нашою оцінкою, їхня площа становить близько 20—25 % території. У фітоценотичному плані це угруповання асоціації *Ribo nigri-Alnetum* Solińska-Górnicka (1975) 1987, The-

lypterido palustris-Alnetum glutinosae Klika 1940, Carici acutiformis-Alnetum Scamoni 1935, в яких відмічено 72 види рослин. Серед них *Ostericum palustre* — вид із додатку I Бернської конвенції [14].

Біотопи ІЗ.2 сформовані фітоценозами асоціацій *Rubetum idaei* Gams 1927 та *Salicetum carpreae* Schreier 1955 і приурочені до вологих добре дренованих багатих дерново-підзолистих ґрунтів. Досить часто відмічені по окраїнам «Романівського болота» і, за нашими підрахунками, займають 5—7 % площ. В їхньому складі відмічено 38 видів рослин.

Отже, ботанічна пам'ятка природи загальнодержавного значення «Романівське болото» є досить цікавим і цінним природно-заповідним об'єктом, де відмічено цілу низку як рідкісних біотопів, так і видів флори, про що свідчать подані вище матеріали. Він виконує важливу біосферну функцію у регіоні і є осередком біорізноманіття. Основною екологічною ознакою для більшості біотопів, яка визначає специфіку структури екосистеми та її функціонування, є відношення до зволоження. У зв'язку з глобальною зміною клімату та неконтрольованим зарегулюванням водотоків, які наповнюють болото, підтримка водного режиму є незбалансованою. Саме це призвело до наявності значних площ вербових заростей (G1.114). З іншої сторони, наявність на території бобрів (*Castor fiber* Linnaeus, 1758), діяльність яких утримує постійний рівень води, не є сприятливим для поширення осокових угруповань, які масово були відмічені тут в 70-х роках ХХ ст. Також протягом періоду дослідження нами було зафіксовано помірне зволоження у 2018—2019 рр., сильне зволоження — у 2020 р., та майже цілковита посуха спостерігалась у 2021 р. На нашу думку, це викликано не одним фактором, а їхнім комплексом. Цілком очевидно, що через постійні екологічні зміни, спричинені низкою згаданих чинників, виникатимуть нові біотопи, тому їхній контроль потребує постійного моніторингу для подальшого вивчення та збереження цінних для науки болотних угруповань.

У зв'язку із сучасною ситуацією в Україні і внаслідок пошкодження дамби на р. Ірпінь весною 2022 р. рівень поверхневих вод болота значно підвищився. Тому об'єктивний стан біотопів до підтоплення є актуальним для подальшого відновлення рослинного покриву досліджуваної території.

Висновки

В результаті проведених досліджень нами встановлено, що біотопи пам'ятки природи загальнодержавного значення «Романівське болото» на сучасному етапі відносяться до 15 типів нижчого та п'яти типів вищого ієрархічних рівнів (С, D, E, G, I). Найбільші площі займають біотопи типу D, на які загалом припадає понад 65—70 % площі ПЗО. На другому місці знаходяться біотопи типу G, площа яких коливається в межах 25—30 %. Біотопи типу С в загальному займають близько 6 %. У видовому плані найбагатшими виявилися біотопи типу D — 84 види рослин та типу G — 94 види. В дев'яти біотопах зростають раритетні види *Calla palustris*, *Verrucaria lobelianum*, *Menyanthes trifoliata*, *Ostericum palustre*. *C. palustris*,

M. trifoliata відмічені в біотопах С1.12, С1.332, D1.21. Лише *C. palustris* трапляється в D1.11, D1.12, G1.115. *O. palustre* відмічено в D1.221, G1.132, а *V. lobelianum* — в D2.112. Біотопи С1.12, С1.332, D1.21, D1.221, E1.13 охороняються Директивами Ради Європи та потребують подальшого вивчення і постійного моніторингу для покращення їхнього стану.

Список використаної літератури

1. Александрова В.Д. Полевая геоботаника Т. 3. Москва ; Ленинград : Наука, 1964. С. 300—447.
2. Андрієнко Т.Л., Харкевич С.С. Флора, рослинність і стратиграфія Романівського болота в околицях м. Київ. *Укр. ботан. журн.* 1973. 30, № 6. С. 779—781.
3. Дідух Я.П., Альошкіна У.В. Біотопи міста Києва. Київ, 2012. 163 с.
4. Дідух Я.П., Фіцайло Т.В., Коротченко І.А. та ін. Біотопи лісової та лісостепової зон України / Ред. чл.-кор. НАН України Я.П. Дідух. Київ : Макрос, 2011. 288 с.
5. Дубина Д.В., Дзюба Т.П., Ємельянова С.М. та ін. Продромус рослинності України. Київ : Наук. думка, 2019. 784 с.
6. Онищенко В.А., Прядко О.І. Рослинність Святошинсько-Біличанської частини НПП «Голосіївський»: 36. ст. з нагоди вшанування пам'яті видатного фітосоціолога, д. б. н., проф. Т.Л. Андрієнко-Малюк (1938—2016). Ботанічний сад ім. О.В. Фоміна. Київ : Талком, 2017. С. 55—62.
7. Офіційні переліки регіонально рідкісних рослин адміністративних територій України (довідкове видання) / Укладачі: д. б. н., проф. Т.Л. Андрієнко, канд. біол. наук М.М. Перегрим. Київ : Альтерпрес, 2012. 148 с.
8. Прядко О.І., Арап Р.Я., Дацюк В.В. Лісо-болотний комплекс в долині р. Любка — заповідне ядро НПП «Голосіївський»: Збірник статей з нагоди вшанування пам'яті видатного фітосоціолога, д. б. н., проф. Т.Л. Андрієнко-Малюк (1938—2016). Ботанічний сад ім. О.В. Фоміна. Київ : Талком, 2017. С. 84—87.
9. Фіторізноманіття Українського полісся та його охорона / За ред. Андрієнко Т.Л. Київ : Фітосоціоцентр, 2006. 316 с.
10. Червона книга України. Царство рослин / За. Ред. Я.П. Дідуха. Київ : Глобал-консалтинг, 2009. 900 с.
11. Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora (OJ L 206, 22.7.1992, p. 7) [Електронний ресурс]. Режим доступу: <http://www.internationalwildlifelaw.org/EUCouncilDirective92.html>.
12. Cynthia E., Davies C. E., Moss D., Hill M. O. EUNIS habitat classification revised. 2004. 307 pp.
13. Hennekens S.M., Schaminee J.H.J. Turboveg, a comprehensive database management system for vegetation data. *J. Veg. Sci.* 2001. Vol. 12. P. 589—591.
14. Hill M. O., Moss D., Davies C. E. EUNIS habitat classification descriptions. Paris : Europ. Topic Centre on Nature Protection and Biodiversity, 2004. 296 pp.
15. <https://rm.coe.int/168097eb56>
16. Landucci F., Љumberovб K., Tichэ L. et al. Classification of the European marsh vegetation (Phragmito-Magnocaricetea) to the association level. *Appl. Veg. Sci.* 2020. Vol. 23. P. 297—316.
17. Mosyakin S.L., Fedoronchuk M.M. Vascular plants of Ukraine. A nomenclatural checklist. Kiev : M.G. Kholodny Institute of Botany, 1999. 346 p.
18. Mucina L., Bülтmann H., Dierssen K., et. al. Vegetation of Europe: Hierarchical floristic classification system of vascular plant, bryophyte, lichen, and algal communities. *Appl. Veg. Sci.* 2016. Vol. 19, N 1. P. 3—264.
19. Roleček, J., Tichý, L., Zelený, D. & Chytrý, M. Modified TWINSPAN classification in which the hierarchy respects cluster heterogeneity. *J. Veg. Sci.* 2009. Vol. 20. P. 596—602.
20. Tichy L. JUICE, software for vegetation classification. *Ibid.* 2002. Vol. 13. P. 451—453.

Надійшла 18.08.2022

M.S. Kozyr, PhD (Biol.), Researcher,
Institute for Evolutionary Ecology of the National Academy of Sciences of Ukraine,
Akademika Lebedieva St., 37, Kyiv, 03143, Ukraine
e-mail: geobot2.nt@gmail.com

L.M. Gubar, PhD (Biol.), Senior Researcher
Institute for Evolutionary Ecology of the National Academy of Sciences of Ukraine,
Akademika Lebedieva St., 37, Kyiv, 03143, Ukraine
e-mail: ogubar@gmail.com

BIOTOPES OF BOTANICAL NATURE SANCTUARY OF NATIONAL
SIGNIFICANCE «ROMANIVKA MIRE»

The article presents the classification of BNSNS «Romanivka mire» biotopes, which consists of 5 types of biotopes of the highest hierarchical level (C, D, E, G, I) and 15 types of the lower ones. The largest areas are occupied by biotopes of the D type (65—70 % of the area) and G (about 25—30 %). In the characteristics of the biotopes, a list of associations, the number of species in each biotope and rare species, as well as changes in the regime of moistening, climate and regulation of watercourses are given. Unfavorable factors have also been identified that negatively affect the distribution of sedge communities that were previously common here. Therefore, constant monitoring of this NFR will ensure the preservation of groups and species that are valuable for science.

Key words: *biotopes, Romanivka mire, rare species, biodiversity, vegetation.*

ЕКОЛОГІЧНА ФІЗІОЛОГІЯ І БІОХІМІЯ ВОДНИХ ТВАРИН

УДК 594.1(591.044:581.036)

О.В. РОМАНЕНКО, акад. НАН України, д. б. н., проф., зав. каф.,
Національний медичний університет імені О.О. Богомольця,
просп. Перемоги, 34, Київ, 03057, Україна
e-mail: alexrom@i.com.ua
ORCID 0000-0002-8622-1757

Ю.Г. КРОТ, к. б. н., ст. наук. співроб., в. о. зав. відділу,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна,
e-mail: yuriikrot@ukr.net
ORCID 0000-0001-8732-1322

Ю.М. КРАСЮК, к. б. н., наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна,
e-mail: j-krasyuk@ukr.net
ORCID 0000-0002-8148-3168

І.М. КОНОВЕЦЬ, к. б. н., ст. наук. співроб., зав. лаб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна,
e-mail: i.m.konovets@gmail.com
ORCID 0000-0003-4234-5026

ОСОБЛИВОСТІ АДАПТИВНИХ РЕАКЦІЙ *UNIO TUMIDUS* ТА *UNIO PICTORUM* (UNIONIDAE) ПРИ ПІДВИЩЕННІ ТЕМПЕРАТУРИ ВОДИ В УМОВАХ МІКРОКОСМУ¹

Вивчали адаптивні реакції прісноводних двостулкових молюсків род. *Unionidae* при підвищенні температури води до критичних величин в умовах модельної екосистеми — мікрокосму. Встановлено, що підвищення температури води супроводжується зміною метаболічних процесів, що призводять до зниження у зябровій тка-

¹ Стаття є другою в циклі публікацій, присвячених вивченню особливостей пристосування угруповань водних безхребетних прибережної мілководної зони Київського водосховища при підвищенні температури води до критичних величин шляхом застосування модельної екосистеми — мікрокосму. У першій статті розглянуто особливості адаптації до підвищеної температури представника род. *Gammaridae* — *Pontogammarus robustoides* (Romanenko V., Romanenko O., Krot Y., Podruhina A. Peculiarities of the *Pontogammarus robustoides* (Amphipoda, Gammaridae) adaptive reactions to the water temperature increasing in the model ecosystem — microcosm. *Turk. J. Fish. Aquat. Sci.* 2021. Vol. 21. P. 365—374.

Ц и т у в а н н я: Романенко О.В., Крот Ю.Г., Красюк Ю.М., Коновець І.М. Особливості адаптивних реакцій *Unio tumidus* та *Unio pictorum* (Unionidae) при підвищенні температури води в умовах мікрокосму. *Гідробіол. журн.* 2023. Т. 59. № 1. С. 39—53.

нині молюсків *Unio tumidus* і *U. pictoruit* вмісту загального білка і глікогену. За дії кричних температур ($30 \pm 0,5$ °C) спостерігається висока активність ферменту ЛДГ та зниження активності K^+ , Na^+ -АТФ-ази. Встановлено зростання фільтраційної активності та збільшення використання кисню досліджуваними двостулковими молюсками. Значна потреба в кисні пов'язана з окисненням енергетичних субстратів для швидкого отримання енергії, що витрачається на адаптивні процеси. Проте тривале підвищення температури водного середовища і відповідна підтримка високої швидкості обмінних процесів у досліджених молюсків може призводити до зменшення кількості енергетичних ресурсів, доступних для ключових біологічних процесів, таких як ріст і розмноження. Отримані дані підтверджують думку про те, що з підвищенням температури води внаслідок глобальних змін клімату багато популяцій прісноводних двостулкових молюсків можуть опинитися у небезпечній близькості до їхніх температурних максимумів.

Ключові слова: двостулкові молюски, температура води, зябра, глікоген, загальний білок, мікрокосм.

Двостулкові молюски є важливою біотичною складовою прісноводних екосистем і відіграють помітну роль у їхньому функціонуванні. Вона обумовлена, перш за все, участю цих тварин у ланцюгах живлення, оскільки вони не тільки являють собою джерело їжі для хижаків, але також створюють умови для розкладання детриту та беруть участь у контролі чисельності бактеріального населення і фітопланктону [34, 41]. Перенос речовини та енергії з водної товщі в донні відклади завдяки їхній життєдіяльності має суттєвий вплив на величину первинної та вторинної продукції, біогеохімічні цикли, швидкість осадження завислих речовин та прозорість води [44].

За умов глобальних кліматичних змін та екстремальних погодних явищ спостерігається аномальне підвищення температури у водних екосистемах [8, 9, 12]. Такі зміни температури водного середовища можуть порушувати їхню стабільність, оскільки відповідь водних організмів на дію цього чинника є видоспецифічною, основою на відмінностях у діапазоні фізіологічної толерантності, адаптаційному потенціалі та особливостях життєвого циклу [43].

Найінтенсивніше прогрівання води спостерігається у прибережних мілководних зонах водосховищ [3, 18]. Це чинить суттєвий вплив на життєдіяльність малорухомих організмів, у тому числі двостулкових молюсків родини *Unioidea* — типових мешканців цих біотопів. Адаптація представників малакофауни до підвищення температури води відбувається за рахунок певних метаболічних процесів і характеризується активацією ферментативних систем та використанням енергетичних субстратів організму [2, 4, 21]. Особливий інтерес в цьому аспекті полягає у розкритті механізмів, які визначають статус «переможця» і «переможеного» серед двох екологічно близьких видів з подібним ареалом за глобальних кліматичних змін. Крім того, подібні дослідження можуть надати важливі дані, необхідні для успішного збереження видового різноманіття прісноводних молюсків в умовах загрози глобальних змін клімату, оскільки популяції цієї групи водних організмів у останні десятиріччя зазнають негативних змін [39].

Дана робота присвячена вивченню адаптаційних реакцій двостулкових молюсків *Unio tumidus* (Philipsson in Retzius, 1788) і *Unio pictorum* (Linnaeus, 1758) при підвищенні температури води до критичних величин із застосуванням модельної екосистеми — мікрокосму.

Матеріал і методика досліджень

Об'єктами досліджень були двостулкові молюски перлівниці *U. tumidus* і *U. pictorum*, перевезені з мілководної зони Київського водосховища (урочище Толокунь). Відбір проб та визначення виду молюсків здійснювали згідно загальноприйнятих методів [5, 15, 22].

Модельні екосистеми, що використовувалися у цьому дослідженні, відповідали всім необхідним вимогам: були фізично обмежені, самодостатні, вміщали більше одного трофічного рівня, а їхні розміри дозволяли відбирати проби без значного порушення структури та динамічного режиму. Експерименти проводили одночасно у двох тотожних ємностях, кожна з яких була розділена перегородкою на два сполучених між собою відсіки з довжиною перебігу води 6,7 м. Потік води в ємностях створювався обертанням за допомогою електроприводу лопатей, насаджених на спільну вісь. Площа поверхні дна складала 1,27 м², об'єм води — 0,44 м³ [42]. Субстратом слугували донні відклади піщано-мулового типу, відібрані в місці мешкання молюсків.

Основу угруповань в дослідному і контрольному мікрокосмах серед безхребетних, крім молюсків, складали водні ракоподібні род. Gammariidae. Після проходження аклімації, на початку експерименту в обох мікрокосмах тварини перебували у близькому структурно-функціональному стані.

Динаміка температурного режиму в експериментальному мікрокосмі була наближена до умов перебування безхребетних на ділянках прибережної зони мілководь Київського водосховища в періоди їхнього значного прогрівання і включала етапи зростання температури зі швидкістю 1 °/добу (1—2-га, 6—8-ма доба), стабілізації на рівні докритичних (27±0,5 °C, 2—5-та доба) і критичних величин (30±0,5 °C, 8—13-та доба), зниження (14-та доба) та стабілізації на рівні вихідних величин (25,0±0,5 °C, 16—24-та доба). У контрольному мікрокосмі температура була 25±0,5 °C.

При проведенні дослідів використовували молюсків *U. tumidus* та *U. pictorum* з довжиною черепашки відповідно 73±5 і 75±6 мм, висотою 35±3 і 35±3 мм та товщиною 25±1 і 26±2 мм.

Дослідження адаптивних процесів на метаболічному рівні проводили на зябровій тканині молюсків, яка є основним органом дихання і через яку здійснюється відповідний обмін з навколишнім середовищем. У зябрах молюсків *U. tumidus* і *U. pictorum* визначали активність Na, K-активуючої Mg-залежної АТФ-ази за приростом вмісту неорганічного фосфору в середовищі інкубації [1, 10], лактатдегідрогенази (ЛДГ) [14] та вміст енергетичних субстратів: загального білка за методом Лоурі і глікогену [17].

Визначення швидкості фільтрації проводили за різницею концентрації клітин хлорели. Для цього двох попередньо зважених моллюсків поміщали на 30 хв у ємності 400 см³ з середовищем, в якому початкова концентрація клітин становила 500 тис./см³. Для визначення швидкості споживання кисню одну особину поміщали на 30 хв в закриті ємності об'ємом 400 см³ з водою, насиченою киснем шляхом аерації атмосферним повітрям. Вміст розчиненого кисню визначали за методом Вінклера [13]. Поглинений кисень розраховували як різницю між його вмістом у дослідних і контрольних (без внесення тварин) ємностях. Споживання кисню та швидкість фільтрації у двостулкових моллюсків у більшості випадків визначається у розрахунку на суху масу м'яких тканин, що призводить до втрати піддослідних організмів. Однак у наших дослідженнях ми хотіли цього уникнути, тому показники швидкості фільтрації і споживання кисню представлені у розрахунку на грам сирової загальної маси.

Отриманий цифровий матеріал оброблено загальноприйнятими методами варіаційної статистики з використанням програми Microsoft Office Excel 2016. На рисунках і у таблицях експериментальні дані представлені як середня величина і її стандартна похибка ($M \pm m$), при кількості повторів $n = 6$ — при визначенні біохімічних показників та $n = 3$ і 6 — при визначенні показників швидкості фільтрації і дихання відповідно. Порівняння статистичної значущості різниці середніх величин виконувалось за t -критерієм Стьюдента.

Результати досліджень та їх обговорення

Глікоген є основним метаболічним резервом у двостулкових моллюсків, і його вміст може використовуватися для оцінки їхнього фізіологічного стану. Встановлено, що при підвищенні температури води з $25 \pm 0,5$ до $27 \pm 0,5$ °C (5-та доба експерименту) вміст глікогену і загального білка у зябровій тканині обох видів моллюсків залишався на рівні контрольних показників (рис. 1).

Активність ЛДГ у зябрах досліджуваних моллюсків також відповідала контрольним величинам. При цьому активність K^+ , Na^+ -АТФ-ази в тканинах зябер *U. tumidus* і *U. pictorum* була на 12,0 ($p > 0,05$) та 13,7 % ($p > 0,05$) вище контрольних показників. Це може свідчити про зростання інтенсивності транспортних процесів крізь мембрани клітин зябрового апарату і підвищення активності обміну речовин в організмі моллюсків при підвищенні температури води до $27 \pm 0,5$ °C.

Слід зазначити, що подальше зростання температури води до $30 \pm 0,5$ °C на 9-ту добу спостережень призвело до зниження рівня глікогену у зябрах *U. tumidus* та *U. pictorum* відповідно на 16,8 та 18,4 % ($p < 0,05$ та $p < 0,01$). При цьому вміст загального білка у особин обох видів з експериментального мікрокосму статистично не відрізнявся від його вмісту у тварин з контрольного мікрокосму (рис. 2).

Вплив підвищеної температури води викликає у зябрах моллюсків активацію енергоємних процесів, на забезпечення яких використовується глікоген. Вважається, що глікоген є одним із «швидких» енергетичних

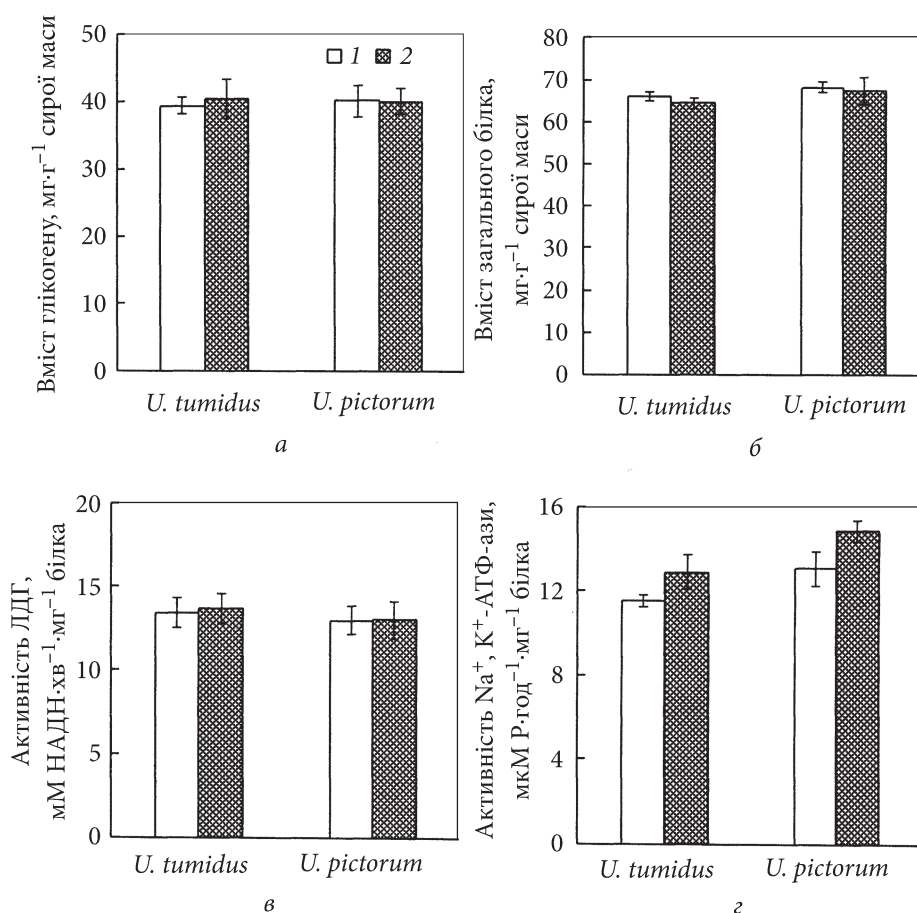


Рис. 1. Вміст глікогену (а), загального білка (б), активності ЛДГ (в) і K^+ , Na^+ -АТФ-ази (г) у зябровій тканині *U. tumidus* і *U. pictorum* при підвищенні температури до $27 \pm 0,5$ °C (5-та доба спостережень). Тут і на рис. 2—4: 1 — контрольний мікрокосм; 2 — дослідний мікрокосм

субстратів, який в першу чергу використовується організмом при дії несприятливих чинників середовища [6, 7, 30].

Активність ЛДГ у зябрах *U. tumidus* і *U. pictorum* при температурі води $30 \pm 0,5$ °C зростає відповідно на 21,6 і 25,3 % ($p < 0,05$) порівняно з контрольними молюсками. Ймовірно, зростання активності ЛДГ може свідчити про активацію анаеробних процесів в організмі молюсків, що спрямовані на пристосування до цих умов існування. Зокрема, відомо, що більшість пойкилотермних тварин пристосована до певного діапазону впливу чинників, а відхилення параметрів середовища від оптимальних величин веде до розвитку стресової реакції і активації низки захисних механізмів [27, 29, 33]. При цьому у багатьох водних тварин розвинені такі поведінкові реакції, які дозволяють особинам одного виду переміщатися і вибирати оптимальну для них температурну зону. У разі неможливості

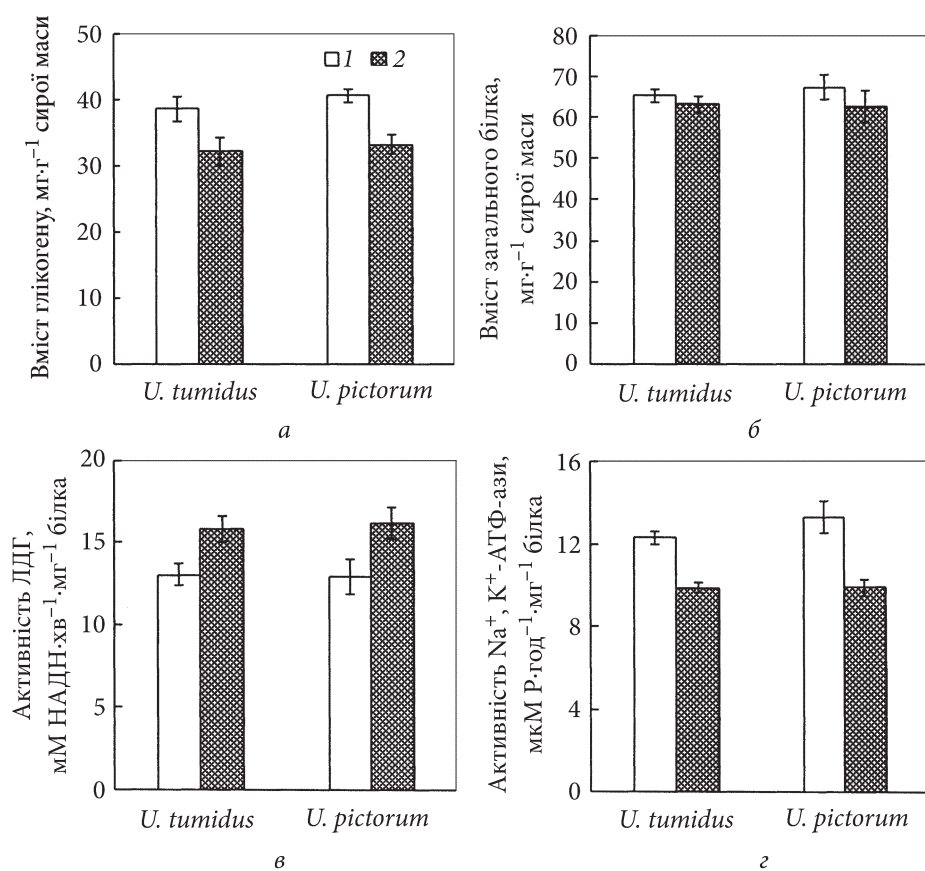


Рис. 2. Вміст глікогену (а), загального білка (б), активності ЛДГ (в) і K^+ , Na^+ -АТФ-ази (г) у зябровій тканині *U. tumidus* і *U. pictorum* при підвищенні температури до $30 \pm 0,5$ °C (9-та доба спостережень)

уникнення критичних температур здійснюється активізація метаболічних процесів, спрямованих на адаптацію організму до наслідків зміни температури оточуючого середовища [20, 49].

Зростання активності лактатдегідрогенази є свідченням використання організмом компенсаторних механізмів отримання енергії за несприятливих умов середовища [19, 26, 27].

Слід відмітити, що підтримка запасів енергетичних ресурсів організму при анаеробному способі життя супроводжується зниженням швидкості загального метаболізму [11, 16]. Певним підтвердженням цього є зниження активності K^+ , Na^+ -АТФ-ази в зябрах молюсків *U. tumidus* на 19,8 % ($p < 0,01$), а у *U. pictorum* — на 25,6 % ($p < 0,01$) порівняно з контрольною групою.

За подальшої підтримки температури води у експериментальному мікрокосмі на рівні $30 \pm 0,5$ °C з 9-ї по 13-ту добу дослідження вміст глікогену у зябрах *U. tumidus* знизився ще на 3,6, а у *U. pictorum* — на 6,4 мг/г сирової

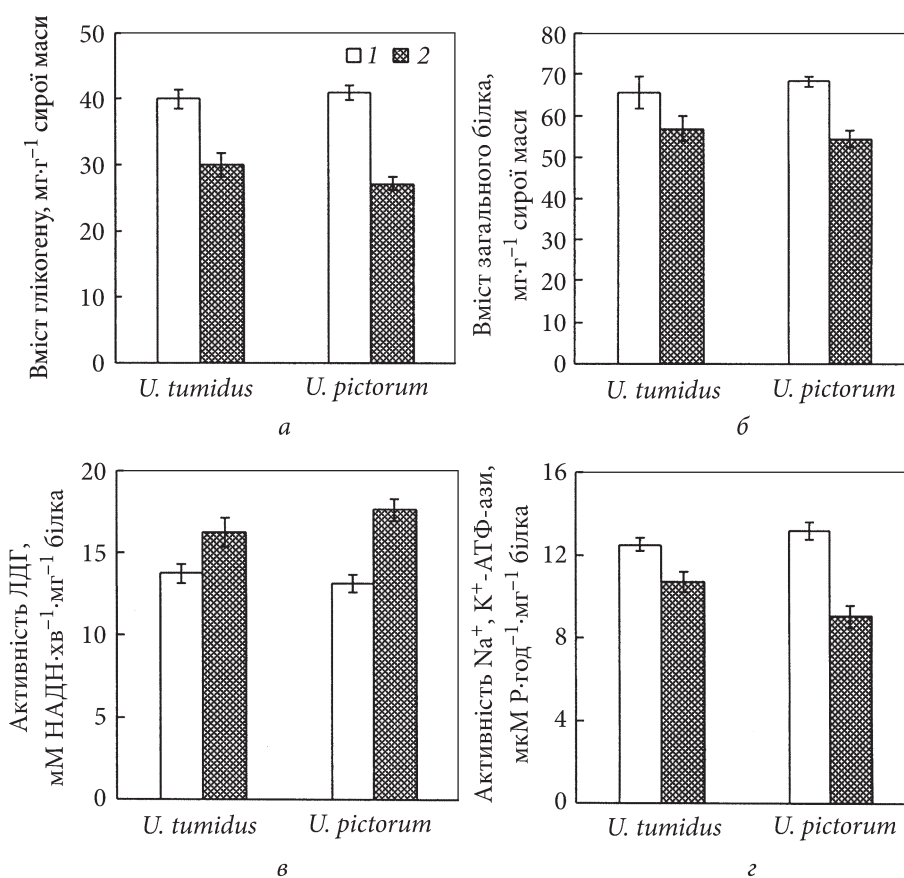


Рис. 3. Вміст глікогену (а), загального білка (б), активності ЛДГ (в) і K^+ , Na^+ -АТФ-ази (г) у зябровій тканині *U. tumidus* і *U. pictorum* при подальшому впливі температури $30 \pm 0,5$ °C (13-та доба спостережень)

маси, що склало відповідно 74,8 і 66,3 % ($p < 0,01$) величини цих показників у контрольних особин (рис. 3).

При цьому зниження вмісту загального білка у зябровій тканині *U. tumidus* і *U. pictorum* складало відповідно 13,3 і 20,4 % ($p > 0,05$ і $p < 0,01$) порівняно з групою молюсків з контрольного мікрокосму. Це явище можна пояснити подовженою дією несприятливого температурного режиму, що включає використання організмом білкових субстратів [23]. Очевидно, тривалий вплив підвищеної температури води викликав у зябрах молюсків активацію енергоємних процесів, на забезпечення яких було використано як глікоген, так і білок.

За подовженої дії температури $30 \pm 0,5$ °C у зябрах *U. tumidus* і *U. pictorum* виявлено високу активність ферменту ЛДГ, яка була відповідно на 18,2 % та 33,9 % ($p < 0,05$ та $p < 0,01$) вищою від контрольних величин. За даних умов активність K^+ , Na^+ -АТФ-ази у зябровій тканині молюсків знижувалась відповідно на 14,5 та 31,5 % ($p < 0,05$ та $p < 0,01$). Слід відмітити,

що активність K^+ , Na^+ -АТФ-ази в тканинах молюсків залежить від впливу величини і терміну дії температурного чинника, що в певній мірі пояснюється важливою участю цього ферменту в регулюванні іонного обміну в організмі, в першу чергу у зябровій тканині молюсків. Очевидно, тривала дія підвищеної температури $30 \pm 0,5$ °C викликає глибокі зміни регуляторних процесів в організмі молюсків, що супроводжується зниженням активності K^+ , Na^+ -АТФ-ази в зябровій тканині.

За умов відновлення температурного режиму до рівня вихідних величин, а саме зниженні температури води у експериментальному мікрокосмі до $25 \pm 0,5$ °C на 20-ту добу спостережень, у зябровій тканині *U. tumidus* і *U. pictorum* не спостерігалось суттєвого відхилення вмісту глікогену, порівняно з молюсками контрольного мікрокосму (рис. 4). При цьому вміст загального білка залишався нижче контрольних величин відповідно на 16,1 і 14,4 % ($p < 0,05$), а активність ферментів ЛДГ і K^+ , Na^+ -АТФ-ази у зябрах обох видів молюсків була в межах контрольних величин.

При цьому вміст загального білка залишався нижче контрольних величин відповідно на 16,1 і 14,4 % ($p < 0,05$), а активність ферментів ЛДГ і K^+ , Na^+ -АТФ-ази у зябрах обох видів молюсків була в межах контрольних величин.

Таким чином, отримані результати показали, що молюски *U. tumidus* і *U. pictorum* проявляють високу пластичність до впливу підвищених температур, оскільки за повернення температури з $30 \pm 0,5$ °C до оптимальних умов існування досить швидко відновлюють тканинний гомеостаз.

Здатність пристосовуватись до змін навколишнього середовища того чи іншого виду базується на особливостях пластичного та енергетичного обміну, які обмежені притаманними фізіологічними властивостями та нормою реакції, що виникли при формуванні виду. Фільтраційна активність є одним з основних показників фізіологічного стану двостулкових молюсків, оскільки забезпечує їхнє дихання та живлення. Крім цього, цей показник визначає адаптивний потенціал за зміни різноманітних абіотичних чинників і визначає запас фізіологічної стійкості при їхніх критичних змінах [40]. Споживання кисню є показником метаболічної активності, яка у водних безхребетних визначається внутрішніми та зовнішніми чинниками, серед останніх — температура навколишнього середовища, наявність їжі тощо [38].

Наші дослідження показали, що швидкість фільтрації та поглинання кисню в обох досліджуваних видів молюсків носить загалом позитивний температурно-залежний характер, проте обидва види демонструють можливість активної регуляції обміну речовин, що проявляється у відсутності прямого диктату правила Вант-Гоффа та різних часових максимумів інтенсивності цих процесів (рис. 5).

Існує думка про те, що у порівнянні з багатьма іншими представниками родини *Unionidae*, види *U. tumidus* і *U. pictorum* характеризуються значною екологічною пластичністю, яка обумовлює адаптацію до змін рН та окиснюваності водного середовища, замулення донних відкладів і

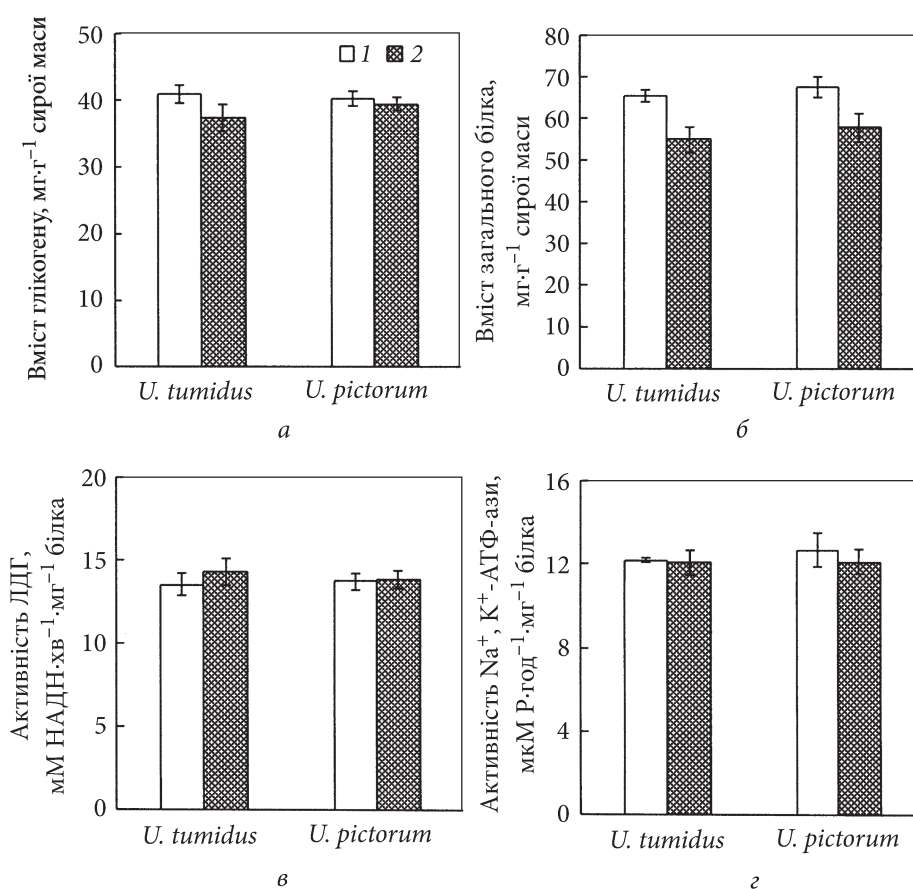


Рис. 4. Вміст глікогену (а), загального білка (б), активності ЛДГ (в) і K^+ , Na^+ -АТФ-ази (г) у зябровій тканині *U. tumidus* і *U. pictorum* при зниженні температури до $25 \pm 0,5$ °C (18-та доба спостережень)

швидкості течії [48]. Проте аналіз отриманих даних свідчить про те, що *U. tumidus* виявляє властивості кращого «метаболічного регулятора», що дозволяє йому підтримувати високу інтенсивність енергетичного обміну за несприятливої дії чинників. Вважається, що здатність до регуляції процесів поглинання кисню у прісноводних двостулкових молюсків пов'язана зі здатністю витримувати його низьку концентрацію в умовах, у яких мешкає вид [25, 37]. Важливо зазначити, що в екології двох досліджуваних видів існує досить тонка, але помітна різниця, яка полягає у наданні видом *U. pictorum* переваги біотопам з меншою глибиною і кращим насиченням середовища киснем порівняно з *U. tumidus* [32, 48].

На Євразійському континенті вид *U. pictorum* вважається одним з найпоширеніших серед інших видів роду *Unio*, проте вид *U. tumidus* має подібний ареал [36]. За результатами досліджень української частини басейну Дніпра у 2008—2009 рр., частота трапляння *U. pictorum* була також

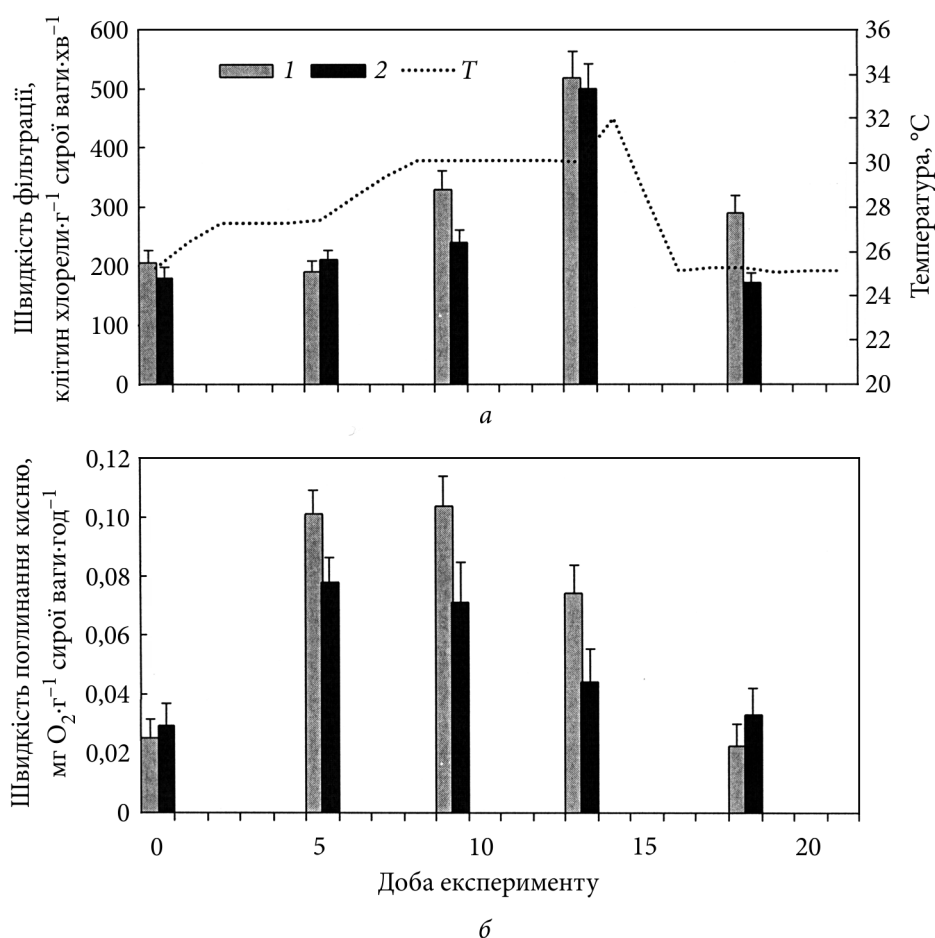


Рис. 5. Вплив температури на швидкість фільтрації (а) та поглинання кисню (б) *U. tumidus* (1) і *U. pictorum* (2) в умовах експериментального мікрокосму; T — динаміка зміни температурного режиму протягом експерименту

найбільшою (67,9 %) серед інших видів роду *Unio*, цей показник у *U. tumidus* складав близьку величину (63,0 %) [48].

Проте, беручи до уваги динаміку чисельності *U. pictorum* у водоймах Європи протягом останніх десятиліть, цей вид визнається як близький до загрозового стану (near threatened), на відміну від *U. tumidus*, який зазнає найменшого ризику (least concern) [45, 46]. Деякі автори вважають *U. tumidus* найбільш еврибіонтним видом серед представників роду *Unio* і найрезистентнішим до забруднення середовища [47]. Цікаво, що на основі даних молекулярного філогенетичного аналізу вид *U. pictorum* виявився подібнішим до *U. crassus* [24], ніж до *U. tumidus*. Зазначимо, що вид *U. crassus* у свій час вважався найпоширенішим, але його чисельність у водоймах західної і центральної Європи суттєво зменшилась протягом

другої половини минулого сторіччя [35], аналогічна тенденція відмічена і для української частини басейну Дніпра [48].

Висновки

Адаптація двостулкових молюсків *U. tumidus* і *U. pictorum* до підвищення температури водного середовища відбувається за рахунок зміни активності ферментативних систем, направлених на мобілізацію енергетичних субстратів організму. На етапі зростання температури до $27 \pm 0,5$ °C на 5-ту добу спостережень інтенсивність транспортних процесів у мембранах клітин зябрового апарату обох досліджуваних видів підвищується, про що свідчить зростання активності K^+ , Na^+ -АТФ-ази.

Відповіддю обох досліджених видів на зростання температури до порогових величин $30 \pm 0,5$ °C на 9-ту добу спостережень є підвищення активності ЛДГ у зябровій тканині. Збільшення часу експозиції експериментального мікрокосму до цієї температури призводить до зниження вмісту глікогену у зябровій тканині обох видів, що свідчить про його використання для енергозабезпечення організму за температурного стресу. Це підтверджується активним використанням глікогену та білкових субстратів у зябровій тканині молюсків за дії температури $30 \pm 0,5$ °C до 13-ї доби спостережень.

Слід відмітити, що підвищення температури води до порогових величин у обох видів молюсків супроводжувалось зростанням активності ферменту ЛДГ, а також впливало на активність K^+ , Na^+ -АТФ-ази в тканинах, від якої залежить регуляція та підтримка іонного обміну в організмі двостулкових молюсків. Проте тривала дія критичної температури ($30 \pm 0,5$ °C) викликала зміни регуляторних процесів в організмі молюсків, що супроводжувалось зниженням активності K^+ , Na^+ -АТФ-ази в їхніх зябрах.

За умов стабілізації температурного режиму ($25 \pm 0,5$ °C) ферментативна активність ЛДГ і K^+ , Na^+ -АТФ-ази у зябрах обох видів молюсків відповідала контрольним величинам. При цьому рівень глікогену у зябрах *U. tumidus* і *U. pictorum* достовірно не відрізнявся від контрольних показників, проте вміст загального білка був достовірно нижчим.

В цілому, молюски обох видів виявилися здатними ефективно регулювати енергетичний баланс у процесі адаптації до підвищення температури у модельній екосистемі. За пролонгованої дії критичної температури $30 \pm 0,5$ °C активація гліколітичних процесів і перебудова білкового обміну сприяє підтримці адаптаційних процесів і збереженню тканинного гомеостазу, а при зниженні температури води до $25 \pm 0,5$ °C спостерігається тенденція до швидкого відновлення енергетичних ресурсів тканини зябер.

Виявлено зростання фільтраційної активності та збільшення використання кисню досліджуваними двостулковими молюсками за даних умов. Значна потреба в кисні пов'язана з окисненням енергетичних субстратів для швидкого отримання енергії за несприятливої дії чинників.

Отримані дані підтверджують думку про те, що з підвищенням температури води внаслідок глобальних змін клімату багато популяцій прісноводних двостулкових молюсків можуть опинитися у небезпечній близькості до їхніх температурних максимумів, оскільки зміни у швидкості метаболізму через підвищення температури до критичних рівнів можуть зменшити кількість енергії, доступної для ключових біологічних процесів, таких як ріст і розмноження [31].

Підсумовуючи динаміку отриманих біохімічних і фізіологічних показників, можна зробити висновок про те, що популяції *U. pictorum* в більшій мірі будуть потерпати від підвищення температури середовища порівняно з *U. tumidus*. Відмінності у реакції на температурний стрес, що проявляються у різних метаболічних потребах та особливостях використання енергетичних ресурсів, можуть впливати на сучасні ареали цих двох близьких видів та їхню здатність справлятися зі зростанням температури у середовищі їхнього мешкання.

Список використаної літератури

1. Асатиани В.С. Ферментативные методы анализа. Москва : Наука, 1969. 740 с.
2. Балаева-Тихомирова О.М., Кацнельсон Е.И. Особенности обмена веществ *Planorbium corneus* в зависимости от сезона года местообитания. *Біологія. Веснік ВДУ*. 2017. Т. 98, № 1. С. 66—74.
3. Водный фонд Украины: Искусственные водоёмы — водохранилища и пруды: Справочник / под ред. В.К. Хильчевского, В.В. Гребня. Киев : Интерпрес, 2014. 164 с.
4. Горіла М.В. Біохімічні основи адаптації. Навчальний посібник. Дніпро : РВВ ДНУ, 2016. 98 с.
5. Жадин В.И. Моллюски пресных и солоноватых вод СССР. Москва ; Ленинград : Изд-во АН СССР, 1952. 346 с.
6. Иванович Г.В. Влияние содержания кислорода в воде на содержание гликогена у мидий Одесского порта. Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа. Сб. научн. тр. Вып. 25. Севастополь, 2011. С. 383—391.
7. Иванович Г.В., Холодковская Е.В. Содержание гликогена и липидов у мидий Одесского залива на разных стадиях полового цикла. *Доп. НАН України*. 2004. № 9. С.158—161.
8. Изменение климата и водные ресурсы / под ред. Б.К. Бэйтс, З.В. Кундцевич, Саохон У., Ж.П. Палютикоф. Технический документ Межправительственной группы экспертов по изменению климата. Женева, 2008. 228 с.
9. Кондратьев К.Я. Глобальный климат. Санкт-Петербург : Наука, 1992. 358 с.
10. Кондрашова М.Н., Лесогорова М.Н., Шноль С.Э. Метод определения неорганического фосфора по спектрам поглощения в ультрафиолете. *Биохимия*. 1965. Т. 30, вып. 3. С. 567—572.
11. Кяйвярайнен Е.И., Борвинская Е.В., Серпунин Г.Г. и др. Роль Na^+/K^+ АТФазы в биохимических механизмах адаптации к абиотическим и биотическим факторам среды. Современные проблемы физиологии и биохимии водных организмов. Экологическая физиология и биохимия водных организмов. Сб. науч. статей. Петрозаводск : КарНЦ РАН. 2010. Т. 1. С. 115—120.
12. Матвеева Е.В. Проблема изменения климата и мировое сообщество. Санкт-Петербург : ПОЛИТЭКС. 2010. Т. 6, № 3. С. 178—195.
13. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / за ред. В.Д. Романенка. Київ : ЛОГОС, 2006. 408 с.

14. Методы биохимических исследований (липидный и энергетический обмен): учебное пособие / под ред. М.И. Прохорова. Ленинград : Ленинград. гос. ун-т, 1982. 272 с.
15. Определитель зоопланктона и зообентоса пресных вод Европейской России. Зообентос / под ред. В.Р. Алексеева, С.Я. Цалолыхина. Москва : Тов-во науч. изданий КМК, 2016. Т. 2. 457 с.
16. Оскольская О.И., Нестерова Р.А., Тимофеев В.А. Влияние хозяйственной деятельности на морфо-физиологические характеристики *Unio stevenianus* на разных участках реки Черной (Западный Крым). *Вісн. Житомир. держ. пед. ун-ту ім. Івана Франка. Сер. біол.* 2002. Вип. 10. С. 179—182.
17. Практикум по биохимии / под ред. С.Е. Северина, Г.А. Соловьевой. Москва : Изд-во Моск. гос. ун-та, 1989. 510 с.
18. Природа Украинской ССР. Моря и внутренние воды / под ред. В.Н. Грезе, Г.Г. Поликарпова, В.Д. Романенко и др. Киев : Наук. думка, 1987.
19. Солдатов А.А. Андреев Т.И., Головина И.В. Особенности организации тканевого метаболизма у двустворчатого моллюска-вселенца *Anadara inaequivalvis* Bruguiere. *Доп. НАН України.* 2008. № 4. С. 161—165.
20. Тимофеев М.А. Экологические и физиологические аспекты адаптации к абиотическим факторам среды эндемичных байкальских и палеарктических амфипод : автореф. дис. ... докт. биол. наук. Томск, 2010. 44 с.
21. Фокина Н.Н., Руоколайнен Т.Р., Бахмет И.Н., Немова Н.Н. Роль липидов в адаптации мидий *Mytilus edulis* L. Белого моря к быстрому изменению температуры. *Докл. Акад. наук.* 2014. Т. 457, № 5. С. 615—617.
22. Шкорбатов Г.Л., Старобогатов Я.И. Методы изучения двустворчатых моллюсков. Ленинград : Тр. Зоол. ин-та АН СССР, 1990. Т. 219. 208 с.
23. Шульман Г.Е. Аболмасова Г.И., Столбов А.Я. Использование белка в энергетическом обмене гидробионтов. *Успехи совр. биологии.* 1993. Т. 113, вып. 5. С. 576—586.
24. Bolotov I.N., Kondakov A.V., Konopleva E.S. et al. Integrative taxonomy, biogeography and conservation of freshwater mussels (Unionidae) in Russia. *Sci. Rep.* 2020. Vol. 10, N 1. Art. 3072.
25. Chen LY., Heath A.G., Neves, R.J. Comparison of oxygen consumption in freshwater mussels (Unionidae) from different habitats during declining dissolved oxygen concentration. *Hydrobiologia.* 2001. Vol. 450. P. 209—214.
26. De Zwaan A. Anaerobic energy metabolism in bivalve mollusks. *Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.* 1977. Vol. 15. P. 103—187.
27. De Zwaan A., Putzer V. Metabolic adaptations of intertidal invertebrates to environmental hypoxia (a comparison of environmental anoxia to exercise anoxia). *Symp. Soc. Exp. Biol.* 1985. Vol. 39. P. 33—62.
28. De Zwaan A., Kluytmans J.H., Zandee D.I. Facultative anaerobiosis in molluscs. *Biochem. Soc. Symp.* 1976. Vol. 41. P. 133—168.
29. Demers A. Guderley H. Acclimatization to intertidal conditions modifies the physiological response to prolonged air exposure in *Mytilus edulis*. *Marine biology.* 1994. Vol. 118. P. 115—122.
30. Falfushynska H.I., Gnatyshyna L.L., Ivanina A.V. et al. Bioenergetic responses of freshwater mussels *Unio tumidus* to the combined effects of nano-ZnO and temperature regime. *Science of The Total Environment.* 2019. Vol. 650, Part 1. P. 1440—1450.
31. Ganser A.M., Newton T.J., Haro R.J. Effects of elevated water temperature on physiological responses in adult freshwater mussels. *Freshwater Biology.* 2015. Vol. 60. P. 1705—1716.
32. Haukioja E., Hakala T. Vertical distribution of freshwater mussels (Pelecypoda, Unionidae) in southwestern Finland. *Annales Zoologici Fennici.* 1974. Vol. 11, N 2. P. 127—130.

33. Hochachka P.W., Somero G.N. Biochemical adaptation: mechanism and process in physiological evolution. Oxford University Press. 2002 p. 480 p.
34. Jorgensen C. Bivalve filter feeding: hydrodynamics, bioenergetics, physiology, and ecology. Denmark : Olsen and Olsen, 1990. 140 p.
35. Lopes-Lima M., Kebapci U., Van Damme D. *Unio crassus*. IUCN red list of threatened species. Version 2015.2. 2014. Електронний ресурс <http://www.iucnredlist.org/>.
36. Lopes-Lima M., Sousa R., Geist J. *et al.* Conservation status of freshwater mussels in Europe: state of the art and future challenges. *Biol. Rev. Camb. Philos. Soc.* 2017. Vol. 92, N 1. P. 572—607.
37. McMahon R.F. Mollusca: Bivalvia. In: Ecology and classification of North American freshwater invertebrates / ed. by J.H. Thorp, A.P. Covich. Orlando, Florida : Acad. Press, 1991. P. 315—399.
38. Newell R.C., Roy A., Armitage K.B. An analysis of factors affecting the consumption of the isopod *Ligia oceanica*. *Physiol. Zoology*. 1976. Vol. 49. P. 109—147.
39. Payton S.L., Johnson P.D., Jenny M.J. Comparative physiological, biochemical and molecular thermal stress response profiles for two unionid freshwater mussel species. *J. Exp. Biol.* 2016. Vol. 219. P. 3562—3574.
40. Potet M., Devin S., Pain-Devin S. *et al.* Integrated multi-biomarker responses in two dreissenid species following metal and thermal cross-stress. *Environ. Pollut.* 2016. Vol. 218. P. 39—49.
41. Pusch M., Siefert J., Walz N. Filtration and respiration rates of two unionid species and their impact on the water quality of a Lowland River / ed. by G. Bauer, K. Wachtler, Ecological studies: ecology and evolution of the freshwater mussels Unionoida. Berlin : Springer-Verlag, 2001. Vol. 145. P. 317—326.
42. Romanenko V., Romanenko O., Krot Y., Podruhina A. Peculiarities of the *Pontogammarus robustoides* (Amphipoda, Gammaridae) adaptive reactions to the water temperature increasing in the model ecosystem — microcosm. *Turkish J. Fish. Aquat. Sci.* 2021. Vol. 21. P. 365—374.
43. Somero G.N. The physiology of global change: linking patterns to mechanisms. *Ann. Rev. Mar. Sci.* 2012. Vol. 4. P. 39—61.
44. Strayer D.L., Caraco N.F., Cole J.J. *et al.* Transformation of freshwater ecosystems by bivalves. *BioScience*. 1999. Vol. 49. P. 19—27.
45. Van Damme D. *Unio tumidus*. The IUCN Red List of threatened species 2011: e.T156111A4898810. 2011. Електронний ресурс <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2011-2.RLTS.T156111A4898810.en>.
46. Van Damme, D. *Unio pictorum*. The IUCN Red List of threatened species 2011: e.T155543A4795613. 2011. Електронний ресурс <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2011-2.RLTS.T155543A4795613.en>.
47. Wolff W.J. The Mollusca of the estuarine region of the rivers Rhine, Meuse and Scheldt in relation to the hydrography of the area. I. The Unionidae. *Basteria*. 1968. Vol. 32, N 1/3. P. 13—47.
48. Yanovich L.N., Pampura M.M. Fauna, distribution, and ecology of mollusks of the genus *Unio* (Mollusca: Bivalvia: Unionidae) in the basin of the Dnieper river within the territory of Ukraine. *Hydrobiol. J.* 2011. Vol. 47, N 4. P. 41—48.
49. Zbikowska E. Do larvae of *Trichobilharzia szidati* and *Echinostoma revolutum* generate behavioral fever in *Lymnaea stagnalis* individuals? *Parasitol. Res.* 2005. Vol. 97. P. 68—72.

Надійшла 25.10. 2022

O.V. Romanenko, Dr. Sc. (Biol.), Prof., NAS Full member, Head at Department,
Bogomolets National Medical University,
Peremogy avenue, 34, Kyiv, 03057, Ukraine
e-mail: alexrom@i.com.ua

Yu. G. Krot, PhD (Biol), Senior Researcher, Head at Department,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine
Geroyiv Stalingrada prosp., 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: yuriikrot@ukr.net
ORCID 0000-0001-8732-1322

Yu. M. Krasiuk, PhD (Biol), Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Geroyiv Stalingrada prosp., 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: j-krasyuk@ukr.net
ORCID 0000-0002-8148-3168

I.M. Konovets, PhD (Biol), Senior Researcher, Head at Laboratory,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Geroyiv Stalingrada prosp., 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: i.m.konovets@gmail.com
ORCID 0000-0003-4234-5026

PECULIARITIES OF THE *UNIO TUMIDUS* AND *UNIO PICTORUM* (UNIONIDAE)
ADAPTIVE REACTIONS TO THE WATER TEMPERATURE INCREASING IN THE
MICROCOSM

The freshwater bivalve family Unionidae populations' adaptive reactions with a water temperature increasing to the critical values were studied in the model ecosystem — the microcosm. It was found that an increase in water temperature is accompanied by a changes in metabolic processes, namely: a decrease in the content of total protein and glycogen in the gill tissue of mollusks *Unio tumidus* and *U. pictorum*. Under the influence of critical temperatures (30 ± 0.5 °C), a high activity of the enzyme LDG and a decrease in the activity of K^+/Na^+ -ATPase are observed. In this conditions the bivalve mollusks species studied increased filtration rate and respiration rate. A considerable requirement for oxygen is associated with the oxidation of energy substrates for the rapid production of energy spent on adaptive processes. However, a prolonged impact of increased temperature of the aquatic environment and the corresponding maintenance of a high rate of metabolic processes in the studied mollusks can lead to a decrease in the amount of energy resources available for key biological processes, such as growth and reproduction. These findings support the notion that as water temperatures rise due to global climate change, many populations of freshwater bivalves may be dangerously close to their high temperature tolerance limit.

Keywords: freshwater bivalves, water temperature, gills, glycogen, total protein, model ecosystem.

УДК 546.30:(597.554.3+564.141):577.152.2

В.О. ХОМЕНЧУК, к. б. н, доц.,

Тернопільський національний педагогічний університет ім. В. Гнатюка,
вул. М. Кривоноса, 2, Тернопіль, 46027, Україна
e-mail: khomenchuk@tnpu.edu.ua
ORCID 0000-0003-0500-6754

Р.Б. БАЛАБАН, к. б. н., ст. лаборант,

Тернопільський національний педагогічний університет ім. В. Гнатюка,
вул. М. Кривоноса, 2, Тернопіль, 46027, Україна
e-mail: poslannya@ukr.net
ORCID 0000-0002-6347-7581

Н.В. ГЕРЦ, к. б. н., доц.,

Тернопільський національний педагогічний університет ім. В. Гнатюка,
вул. М. Кривоноса, 2, Тернопіль, 46027, Україна
e-mail: herts_nv@chem-bio.com.ua
ORCID 0000-0002-3574-2288

В.З. КУРАНТ, д. б. н, проф.,

Тернопільський національний педагогічний університет ім. В. Гнатюка,
вул. М. Кривоноса, 2, Тернопіль, 46027, Україна
e-mail: kurant@tnpu.edu.ua
ORCID 0000-0002-3349-046X

ОСОБЛИВОСТІ ПРОЦЕСІВ ТРАНСАМІНУВАННЯ У ТКАНИНАХ КОРОПА ЛУСКАТОГО (*CYPRINUS CARPIO*) ТА ПЕРЛІВНИЦІ ЗВИЧАЙНОЇ (*UNIO PICTORUM*) ЗА ДІЇ ПІДВИЩЕНИХ КОНЦЕНТРАЦІЙ ІОНІВ МЕТАЛІВ У ВОДІ

*Досліджено роль процесів переамінування амінокислот у тканинах коропа лускатого (*Cyprinus carpio* L.) та перлівниці звичайної (*Unio pictorum* L.) у підтриманні гомеостазу метаболітів білкового обміну за дії 2 та 5 гранично допустимих концентрацій (ГДК) іонів Mn^{2+} , Zn^{2+} , Cu^{2+} та Pb^{2+} . Зміни показників активності аспартамінотрансферази (АсАТ) та аланінамінотрансферази (АлАТ) в організмі гідробіонтів за токсичного впливу мають видову специфіку, залежать від природи та концентрації металу у воді, тканинної та субклітинної локалізації ферментів.*

Дія обох досліджуваних концентрацій іонів усіх металів, за винятком купруму, викликала зростання активності мітохондріальної АсАТ у печінці та м'язах коропа. Вплив сублетальних концентрацій іонів Zn^{2+} , Cu^{2+} та Pb^{2+} також, в цілому, призводив до активації АсАТ у мітохондріях обох тканин молюсків. Активність АлАТ

Ц и т у в а н н я: Хоменчук В.О., Балабан Р.Б., Герц Н.В., Курант В.З. Особливості процесів трансамінування у тканинах коропа лускатого (*Cyprinus carpio*) та перлівниці звичайної (*Unio pictorum*) за дії підвищених концентрацій іонів металів у воді. *Гідробіол. журн.* 2023. Т. 59. № 1. С. 54—73.

у цитоплазматичній фракції м'язів та печінки гідробіонтів зростала за дії високих концентрацій (5 ГДК) усіх іонів металів та знижувалась за впливу 2 ГДК іонів Mn^{2+} , Zn^{2+} та Cu^{2+} . Зміни показників активності АлАТ у мітохондріях та АсАТ у цитоплазмі тканин як риб, так і молюсків за дії сублетальних концентрацій металів були різноспрямовані та, в основному, визначалися концентраційним чинником та природою металу.

Роль трансаміназ в адаптації водних тварин до дії іонів важких металів полягає у перерозподілі амінокислотних резервів з метою використання одних для детоксикації аміаку (глутамат, аспартат), інших (кетокислоти) — у енергетичних цілях для протидії стрес-чиннику. Зміни активності ферментів переамінування здатні інформативно відображати стан організму за впливу підвищених концентрацій іонів важких металів, слугувати характеристикою ступеня витривалості досліджених гідробіонтів до забруднення, а також можуть бути використані для прогнозування зміни біоценозів у районах забруднення важкими металами. Доступність матеріалу та легкість відбору й обробки проб робить цих тварин об'єктом, придатним для біоіндикації стану навколишнього водного середовища.

Ключові слова: короп лускатий, перлівниця звичайна, трансамінази, важкі метали.

Широке використання металів та їхніх сполук у промисловості та сільському господарстві сприяє їхньому надмірному надходженню у природні води. Особливу небезпеку становлять метали, які знаходять широке застосування у різних сферах виробничої діяльності людини, такі як цинк, купрум, манган, хром, нікель, плумбум тощо [6, 17, 18, 23]. Важкі метали, що включають есенціальні (незамінні) та неесенціальні (токсичні) елементи, є стійкими, можуть акумулюватися та передаватися у трофічних ланцюгах і викликати широкий спектр токсичних ефектів у гідробіонтів [30].

Манган є одним із важливих мікроелементів для риб, що тісно пов'язаний з метаболізмом амінокислот та білків. Метал діє як допоміжний фактор для ферментів (пептидаза, аргіназа), активує ферменти (кінази, трансферази, гідролази і декарбоксилази), входить до складу металоферментів (супероксиддисмутаза, каталаза) [11, 26].

Цинк є другим за вмістом після феруму мікроелементом в організмі тварин та входить до складу 10 % їхніх білків. Метал має високу здатність утворювати міцні, але легко обмінні та гнучкі зв'язки з органічними лігандами, включаючи білки та нуклеїнові кислоти. Цинк входить до каталітичного центру широкого спектру металоферментів, а третинна структура багатьох білків визначається атомами цинку [7, 16]. Незважаючи на важливу роль металу для організму, цинк викликає токсичний ефект, якщо в клітині є його надлишкова кількість [17].

Купрум бере участь у процесах тканинного дихання, кровотворення, сперматогенезу, не лише входить до складу ензимів, але і є активатором багатьох ферментних комплексів. Невисокі дози купруму, як правило, виявляють позитивний ефект, тоді як перевищення оптимальних концентрацій спричиняють різні паталогічні зміни в організмі [20, 29].

Плюмбум є неесенціальним, дуже токсичним для водних тварин металом. Біонакопичення плумбуму в тканинах риб викликає окислюваль-

ний стрес, порушення функціонування ферментів, нейро-, імуно- та гемотоксичні ефекти [21]. Дія металу призводить до структурних і функціональних порушень молекул ліпідів, білків та нуклеїнових кислот [14].

У багатьох випадках токсичний вплив металів обумовлений порушенням функціонування ферментних систем організму водних тварин, у тому числі тих, що беруть участь у метаболізмі білків та амінокислот [10, 19]. Показники активності ферментів також можуть слугувати біомаркерами як для оцінки стану організму гідробіонтів, так і для моніторингу водних об'єктів [8, 28].

Молюски та риби є основними об'єктами біомоніторингу, що пов'язано з їхньою поширеністю, стійкістю до забруднення, здатністю акумулювати органічні та неорганічні речовини, в тому числі і метали. У попередній роботі нами було проаналізовано роль глутаматдегідрогеназ тканин молюсків та риб у адаптації до дії підвищених концентрацій іонів металів [19]. Ферментні системи трансамінування також відіграють важливу роль в інтеграції білкового та енергетичного обміну водних тварин як у нормі, так і за токсичного стресу. Тому завданням дослідження стало вивчення впливу підвищених концентрацій іонів Mn^{2+} , Zn^{2+} , Cu^{2+} та Pb^{2+} на активність аспартатамінотрансферази (АсАТ) і аланінамінотрансферази (АлАТ) тканин риб та молюсків, визначення їхньої ролі у захисті організму від шкідливої дії токсикантів, а також аналіз можливості використання отриманих показників для оцінки ступеня забрудненості прісноводних водойм металами.

Матеріал і методика досліджень

Моделльні експерименти були проведені на коропах лускатих (*Cyprinus carpio* L.) та прісноводних молюсках (*Unio pictorum* L.), яких відбирали з р. Серет (урочище Залісці). Для дослідження використовували коропів дворічного віку масою 250—300 г та молюсків віком 6 років середньою довжиною 95 ± 5 мм і масою 82 ± 3 г. Тварини, відібрані для експерименту, були здорові, без видимих механічних пошкоджень та паразитів.

Дослідження проводили в акваріумах об'ємом 200 дм^3 , які заповнювали відстояною водопровідною водою, з підтриманням постійного газового і температурного режиму, який не відрізнявся від природного. Вміст кисню у воді акваріумів становив $7,0\text{—}8,0 \text{ мг/дм}^3$, вуглекислого газу — $2,2\text{—}2,8 \text{ мг/дм}^3$, загальна твердість — $6,1 \pm 0,1 \text{ ммоль/дм}^3$. Значення рН було близьким до $7,7\text{—}7,9$. Температура в акваріумах, в яких утримувались контрольні та піддослідні гідробіонти, становила $18 \pm 2 \text{ }^\circ\text{C}$. Для уникнення впливу на тварин їхніх власних екзометаболітів воду в акваріумах міняли кожні дві доби. В процесі експерименту риб та молюсків не годували.

Досліджували вплив на гідробіонтів підвищених концентрацій іонів Mn^{2+} — $2,4$ і $6,0 \text{ мг/дм}^3$; Zn^{2+} — $2,0$ і $5,0 \text{ мг/дм}^3$; Cu^{2+} — $0,2$ і $0,5 \text{ мг/дм}^3$ та Pb^{2+} — $0,2$ і $0,5 \text{ мг/дм}^3$, що відповідали 2 та 5 гранично допустимим концентраціям — далі ГДК [1]. Інтотоксикації створювали внесенням в акваріумну

воду, де знаходилися дослідні групи тварин, солей $MnCl_2 \cdot 4H_2O$, $ZnSO_4 \cdot 7H_2O$, $CuSO_4 \cdot 5H_2O$ та $Pb(NO_3)_2$ класифікації х.ч. Для максимального прояву компенсаторно-адаптивних реакцій до металів аклімацію риб та моллюсків здійснювали протягом 14 діб. Після зазначеного терміну у коропа лускатого відбирали тканини білих м'язів спини та передньої долі печінки, у двостулкового моллюска — гепатопанкреас (далі печінка) та м'язову тканину ноги.

Перед виділенням субклітинних фракцій тканини гомогенізували в охолоджену розчині такого складу: 0,22 М сахароза, 10^{-4} М ЕДТА та 0,01 М тріс-НCl (рН 7,2) у співвідношенні 1 : 5. Ядра виділяли центрифугуванням при 2000—2500 обертів за хвилину протягом 20 хв. Осад ідентифікували як ядерну фракцію, а надосад зливали і центрифугували 30 хв. при 12 000 обертів за хвилину. Надосад використовували як цитоплазматичну фракцію, а осад, після ресуспендування в 1 мл 0,1 М калій-фосфатному буфері (рН 7,4), — як фракцію мітохондрій.

Аланін- та аспаратамінотрансферази (КФ 2.6.1.2 і 2.6.1.1) у фракціях тканин визначали колориметрично за Рейтманом і Франкелем [25]. Інкубаційна суміш містила 0,1 М калійно-фосфатний буфер (рН 7,4); 200 мМ DL-аланіну або DL-аспартату; 2 мМ α -кетоглутарату. До 1 мл суміші додавали 0,2 мл субстрату та інкубували 30 хв за температури 37 °С, після чого реакцію зупиняли 2,4-динітрофенілгідразином. Гідрозони кетокислот після інкубації екстрагували водонасиченим толуолом і фотометрували при 420 нм. Активність ферментів виражали в нмоль пірувату на мг білку за хвилину.

Загальний вміст білків у тканинах досліджуваних тварин визначали за методом Лоурі та ін. [22]. Отримані результати піддавали статистичному аналізу з використанням пакету STATISTICA 12.

Результати досліджень та їх обговорення

Одним з важливих показників обміну речовин у гідробіонтів за зміни умов навколишнього середовища є рівень активності ферментів, що беруть участь в адаптивних перебудовах. До них відносяться ферменти переамінування — аспарат- та аланінамінотрансферази. Активність АсАТ і АлАТ часто використовуюється в діагностиці пошкоджень у тканинах гідробіонтів, спричинених забруднювачами водного середовища [4, 12].

Манган. Аналіз отриманих результатів показав, що активність трансаміназ тканин м'язів та печінки за дії іонів Mn^{2+} змінюється по-різному залежно від концентрації іонів металу та виду гідробіонтів (рис. 1, 2). За підвищених концентраціях іонів Mn^{2+} у воді відмічено зростання його акумулювання в окремих органах і тканинах, що супроводжується токсичним стресом в організмі водних тварин в цілому [27].

Так, в цитоплазматичній фракції м'язів коропа лускатого активність АсАТ за концентрації іонів досліджуваного металу 2,4 мг/дм³ у воді зменшується порівняно з контролем на 51 %, тоді як за дії 6,0 мг/дм³ практично не змінюється. В мітохондріальній фракції м'язів риб відбулося зростання активності цього ферменту за впливу обох концентрацій іонів Mn^{2+} .

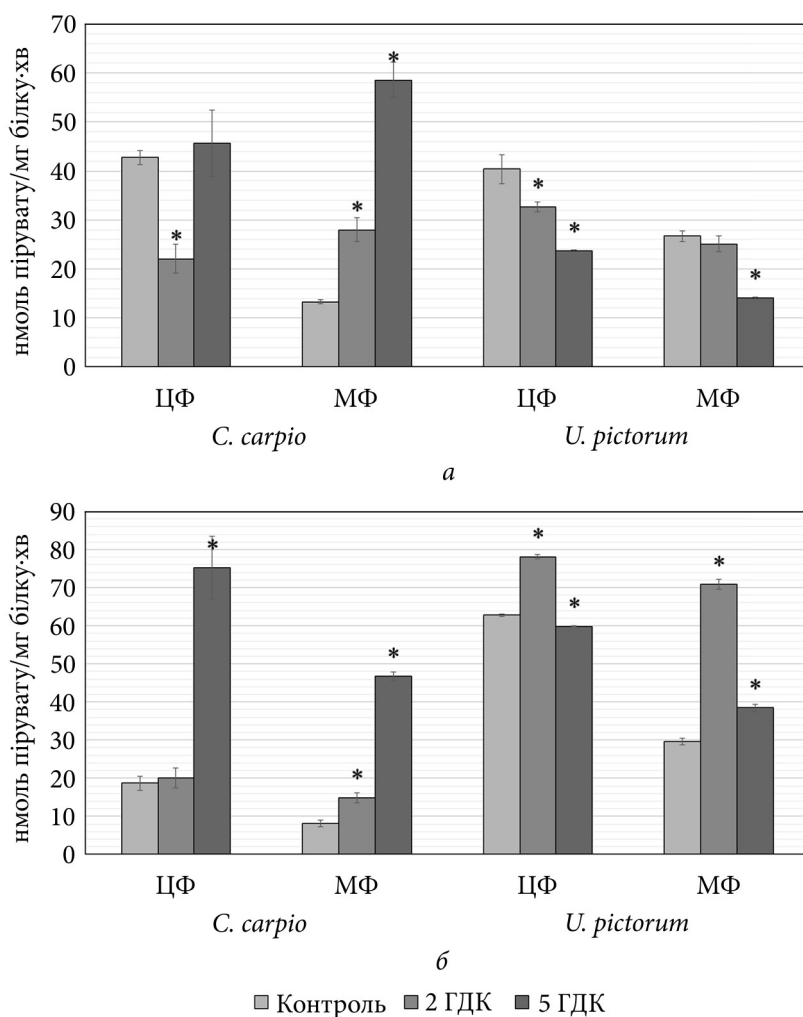


Рис. 1. Активність аспартатамінотрансферази в тканинах коропа та молюска за дії іонів Mn^{2+} ($M \pm m, n = 5$). Тут і на рис. 2—8: *а* — м'язи; *б* — печінка; ЦФ — цитоплазматична фракція; МФ — мітохондріальна фракція; * різниця щодо контролю достовірна ($p < 0,05$)

Так, за дії 2 ГДК активність ферменту зросла в 2,1 раза, а за 5 ГДК іонів металу — в 4,4 раза порівняно з контрольними величинами (див. рис. 1).

Така модуляція функціонування досліджуваного ферменту свідчить про значну роль мітохондріальної форми АсАТ у процесах адаптації коропа до високих концентрацій іонів Mn^{2+} . Манган має здатність до акумулювання в мітохондріях риб, де його концентрація вища порівняно з цитоплазмою, що також може сприяти активації процесів трансамінування [11]. Очевидно, трансаміназна система здійснює дезамінування амінокислот з метою використання їхніх вуглецевих скелетів як у енергетичних процесах, так і в перерозподілі азотних резервів організму.

У двостулкового молюска *Unio pictorum* за дії підвищених концентрацій іонів мангану активність АсАТ цитоплазматичної фракції м'язів також зменшується: за впливу 2 ГДК Mn^{2+} — на 20 % від контролю, а за впливу 5 ГДК металу у воді — на 48 %. Щодо активності мітохондріальної АсАТ у м'язах молюска, то за концентрації 2 ГДК вона практично не змінювалась, а при 5 ГДК іонів Mn^{2+} спостерігалось інгібування ферменту на 47 %.

Аналіз особливостей функціонування АсАТ у печінці коропа показав, що у цитоплазматичній фракції за впливу 2 ГДК іонів металу достовірних змін щодо контролю відмічено не було, тоді як за дії 5 ГДК іонів Mn^{2+} у воді спостерігалось збільшення рівня активності АсАТ у 4 рази. У мітохондріальній фракції печінки риб за дії 2 та 5 ГДК іонів металу активність АсАТ зростала відповідно у 1,8 та 5,7 рази. Такі зміни активності ферменту свідчать про важливе значення печінки у забезпеченні гомеостазу в організмі риб та зростання ролі процесів переамінування з участю АсАТ у детоксикації металу із зростанням його концентрації у воді.

За дії 5 ГДК іонів мангану в цитоплазматичній фракції печінки молюска активність АсАТ практично не змінювалась, в той час як за 2 ГДК іонів Mn^{2+} відмічено зростання активності ферменту на 20 %. У мітохондріальній фракції гепатоцитів активність досліджуваного ензиму в молюска зростала за впливу 2 ГДК у 2,4 раза, а за 5 ГДК — у 1,3 раза.

Іони мангану є порівняно слабким інгібітором метаболізму при інтоксикаціях, що, очевидно, пов'язано з тим, що вони є більш жорстким акцептором порівняно з Cu^{2+} , Zn^{2+} та Pb^{2+} і мають меншу здатність до взаємодії з м'якими донорами в організмі та до інактивації ферментів, особливо сульфур- та селенвмісних (у тому числі аспартатамінотрансфераз) [13].

Отже, в цілому відмічено зниження активності мітохондріальної та цитоплазматичної АсАТ у м'язах молюска за впливу іонів мангану, тоді як у коропа, навпаки, відмічено активацію мітохондріальної форми ферменту у м'язовій тканині, що може бути обумовлене як видовою специфікою досліджуваних тварин, так і субклітинною локалізацією ферменту. Дослідження рівня активності трансаміназ печінки показали, що у коропа та молюска дія іонів Mn^{2+} здебільшого призводила до збільшення активності АсАТ як у цитоплазматичній, так і в мітохондріальній фракціях.

Дія іонів мангану на активність АлАТ у м'язах коропа призводила до зростання активності ферменту в цитоплазматичній фракції за 5 ГДК на 78 % (див. рис. 2). У м'язах активація АлАТ за високих концентрацій металу, очевидно, пов'язана з активацією системи детоксикації аміаку, яка полягає у синтезі аланіну і спрямована на підтримку кислотно-лужного гомеостазу шляхом зв'язування аміаку піруватом. У роботі [24] показано, що дія цинку в концентрації 6 мг/дм³ викликала зростання активності лактатдегідрогенази, вмісту пірувату і лактату у м'язах та печінці *Cyprinus carpio*, що опосередковано може свідчити про активацію глюкозо-аланінового циклу.

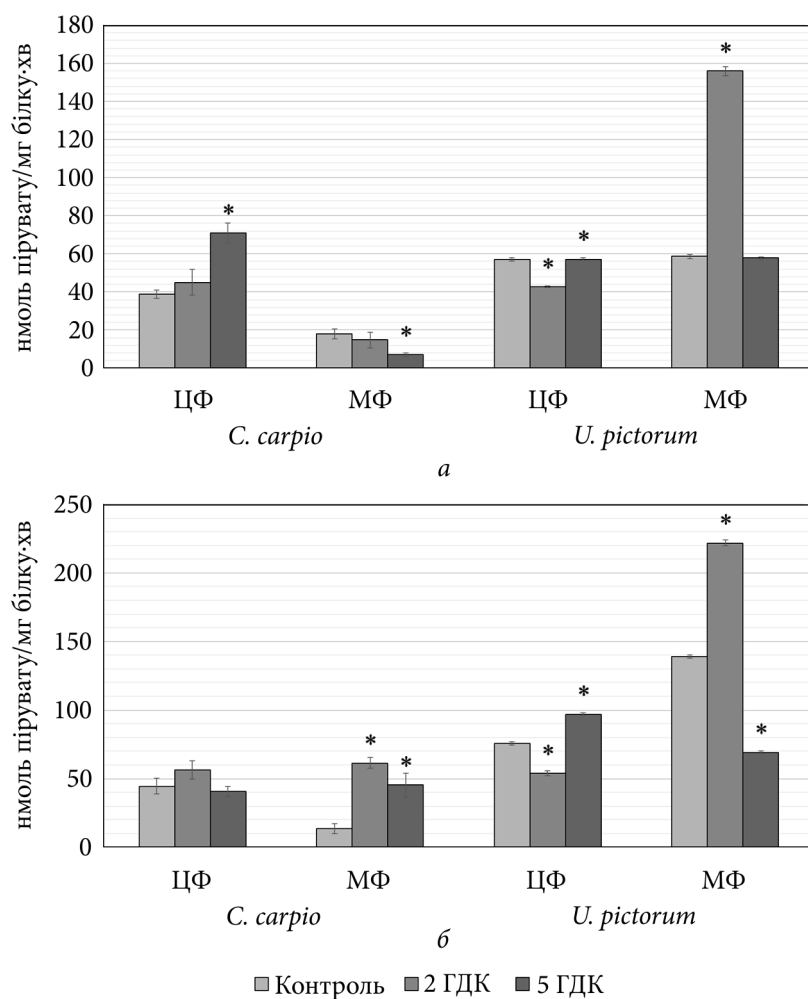


Рис. 2. Активність аланінамінотрансферази в тканинах коропа та молюска за дії іонів Mn^{2+} ($M \pm m$, $n = 5$)

У мітохондріальній фракції м'язів коропа активність АЛАТ достовірно знижувалась лише за дії 5 ГДК іонів металу на 57 %. Зниження активності мітохондріальної АЛАТ у м'язах за впливу високих концентрацій іонів Mn^{2+} , на фоні зростання активності її цитоплазматичної форми, свідчить про переважаючу роль останньої у синтезі аланіну в м'язах за стресорного впливу металу.

Разом з тим, у м'язах молюска відбувалося зменшення активності АЛАТ у цитоплазматичній фракції за впливу 2 ГДК іонів мангану на 33 %, а у мітохондріальній фракції мало місце збільшення активності ферменту в 2,6 раза. За 5 ГДК активність АЛАТ у м'язах *U. pictorum* не відрізнялась від контрольних величин.

У печінці риб вплив 2 та 5 ГДК іонів мангану призводив до зростання активності мітохондріальної АлАТ відповідно у 4,5 та 3,4 рази, тоді як активність цитоплазматичної форми ферменту практично не змінювалась.

Вплив 2 ГДК іонів Mn^{2+} призводив до зменшення активності АлАТ у цитоплазматичній фракції печінки молюска *U. pictorum* на 29 % та до активації ферменту в 1,6 раза — у мітохондріальній. За експозиції до 5 ГДК іонів металу навпаки: зростала на 28 % активність цитоплазматичної АлАТ та зменшувалась у 2 рази активність мітохондріальної форми ферменту.

Отже, величини показників активності ферментів переамінування змінюються різноспрямовано. Реакція цих систем на дію іонів Mn^{2+} має тканинну та видову специфіку, залежить від концентрації елемента у водному середовищі і спрямована на поповнення пулу вільних амінокислот та метаболітів циклу Кребса, що забезпечує сполучення амінокислотного і вуглеводного обміну з метою протидії токсичному стресу в організмі водних тварин.

Цинк. Результати досліджень показали, що за дії іонів 2 та 5 ГДК цинку в цитоплазматичній фракції м'язів коропа відмічено зростання активності АсАТ відповідно на 31 та 43 % (рис. 3). Активність АсАТ у мітохондріальній фракції також зростає: за 2 ГДК іонів цинку — на 64 %, а за впливу 5 ГДК — на 29 %.

Подібний характер змін функціонування АсАТ за інтоксикації цинком виявлено і у печінці риб. Так, у цитоплазматичній фракції за експозиції до 2 ГДК іонів металу у воді активність фермента зростала на 64 %, а за дії 5 ГДК — на 15 %. У мітохондріальній фракції активність АсАТ за впливу 2 і 5 ГДК іонів Zn^{2+} також зростала відповідно у 3,1 та 2,8 рази. Зростання активності ферментів трансамінування також було виявлено у тканинах *Oreochromis niloticus* за дії 7 мг/дм³ іонів цинку [4]. Підвищення активності АсАТ і АлАТ може бути спричинене пошкодженням печінки, що, в свою чергу, призводить до витоку цих ферментів із цитозолу печінки у кровотік. Це підтверджується збільшенням активності АлАТ і АсАТ у сироватці нільської тилапії, викликаним окремими та комбінованими ефектами впливу Zn і Cd [15].

У тканинах молюска зростання активності АсАТ за впливу підвищених концентрацій цинку було відмічено лише у мітохондріальній фракції. Так, у м'язах за експозиції до 2 ГДК іонів Zn^{2+} мало місце збільшення активності фермента на 56 %, а за 5 ГДК іонів металу у воді — на 65 %. У цитоплазматичній фракції за 2 ГДК іонів Zn^{2+} рівень активності АсАТ порівняно з контролем не змінювався, а за 5 ГДК — зменшувався на 13 %.

У печінці *U. pictorum* активність цитоплазматичної форми АсАТ зменшувалась в 2,1 раза за 2 ГДК і в 1,6 раза — за 5 ГДК іонів цинку у воді. Разом з тим, було відмічено зростання активності мітохондріальної АсАТ за 2 ГДК іонів Zn^{2+} у 2,6 раза, а за впливу 5 ГДК — у 2,7 раза.

Зростання активності мітохондріальної АсАТ у м'язах і печінці водних тварин може свідчити про важливу роль саме цієї форми ферменту у процесах детоксикації іонів цинку. Разом з тим, за дії іонів цинку, як і за

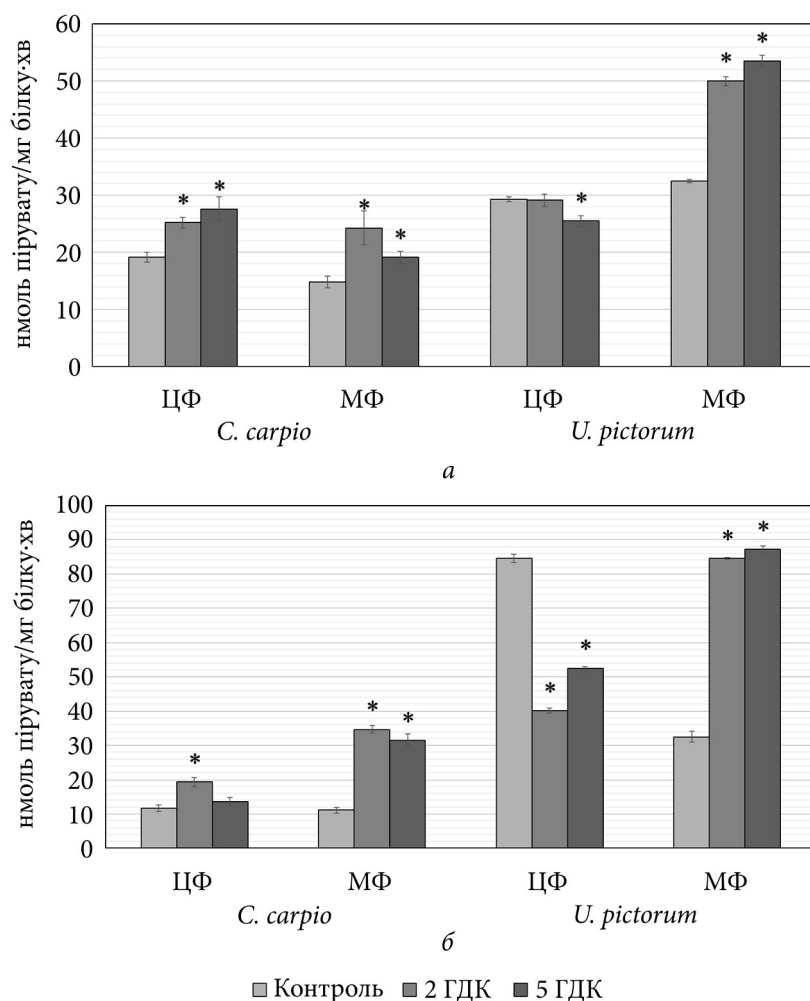


Рис. 3. Активність аспартатамінотрансферази в тканинах коропа та молюска за дії іонів Zn^{2+} ($M \pm m$, $n = 5$)

впливу іонів мангану, спостерігається вища абсолютна активність АсАТ у молюска порівняно з коропом, що, очевидно, вказує на видову специфічність функціонування ферменту.

Аналіз показників функціонування АлАТ за дії підвищених концентрацій іонів цинку показав, що у цитоплазматичній фракції м'язів коропа відмічено зростання активності ферменту при 2 і 5 ГДК на 22 %, а у мітохондріальній фракції — на 20 % за 2 ГДК іонів Zn^{2+} і у 3 рази — за впливу 5 ГДК іонів металу (рис. 4). Це може бути ознакою посилення процесів катаболізму білку, роль якого в адаптації до дії важких металів відома [3].

Натомість у печінці було встановлено тенденцію до зниження активності АлАТ в обох фракціях як за впливу 2, так і 5 ГДК іонів Zn^{2+} . Печінка є важливим органом, що пов'язаний з багатьма ключовими ферментами для підтримання гомеостазу. Патологічні зміни в печінці через токсич-

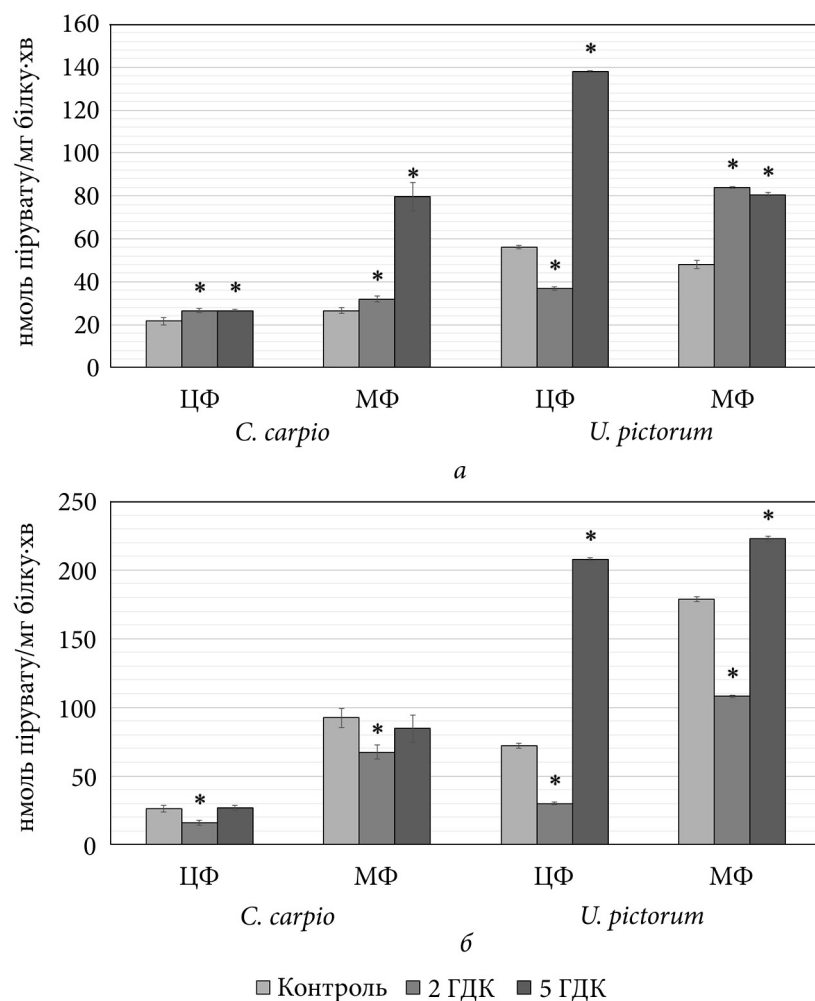


Рис. 4. Активність аланінамінотрансферази в тканинах коропа та молюска за дії іонів Zn^{2+} ($M \pm m$, $n = 5$)

ність металів часто відображаються на функціонуванні ферментів, які є чутливими біохімічними індикаторами токсичних ефектів у риби і можуть бути використані як важливі параметри для тестування води [5].

У цитоплазматичній фракції печінки коропа активність АлАТ за дії 2 ГДК іонів цинку зменшувалась на 48 % і поверталась до контрольних величин за 5 ГДК іонів металу. Активність досліджуваного ферменту у мітохондріальній фракції зменшувалась за експозиції до 2 ГДК іонів металу на 37 %, що може свідчити про накопичення в цьому органі риби аланіну, який може брати активну участь у функціонуванні глюкозо-аланінового циклу [3].

У цитоплазматичній фракції м'язів двостулкових молюсків активність АлАТ знижувалась за дії 2 ГДК іонів Zn^{2+} на 40 % та зростала у 2,4

раза за впливу 5 ГДК іонів металу. Разом з тим, у мітохондріях м'язів мало місце зростання активності АлАТ як за дії 2, так і 5 ГДК іонів цинку — відповідно в 1,8 та 1,7 рази, що, ймовірно, пов'язано із забезпеченням м'язів інтермедіатами циклу трикарбонових кислот у відповідь організму *U. pictorum* на токсичний чинник.

У печінці молюсків за дії іонів цинку у кількості 2 ГДК було відмічено зниження активності цитоплазматичної і мітохондріальної форм АлАТ відповідно на 59 і 34 %. Дія 5 ГДК іонів цинку призводила до зростання активності досліджуваного ферменту у 2,9 раза в цитоплазматичній та в 1,24 раза — у мітохондріальній фракції. Це може бути обумовлено тим, що збільшення дози токсиканта активує функціонування захисних механізмів організму молюска.

Отже, дія іонів цинку призводить до різноспрямованих змін у функціонуванні АлАТ тканин м'язів та печінки молюска, що насамперед визначається концентраційним чинником.

Купрум. У результаті проведених досліджень встановлено, що у цитоплазматичній фракції м'язів коропа іони купруму в кількості 2 ГДК зменшували активність АсАТ у 11,3 раза, а 5 ГДК іонів металу викликали пригнічення активності ферменту в 1,36 раза (рис. 5). У мітохондріальній фракції м'язів риб активність АсАТ зменшувалась у 7,7 раза за дії 2 ГДК іонів Cu^{2+} та у 7 разів — за впливу 5 ГДК іонів металу. У печінці коропа було відмічено зниження активності досліджуваного ферменту у цитоплазматичній фракції лише за дії 2 ГДК іонів Cu^{2+} у воді — на 40 %.

Відомо, що за дії купруму відбувається інгібування циклу трикарбонових кислот та активація гліколізу [20]. В результаті цього зменшується потреба організму в щавелевооцтовій кислоті, яка утворюється у риб, як правило, шляхом переамінування в аспартатамінотрансферазній реакції, що пояснює низьку активність досліджуваного ферменту.

У мітохондріальній фракції печінки риб спочатку мало місце зростання активності АсАТ на 71 % за 2 ГДК іонів металу, з наступним інгібуванням ферменту на 47 % порівняно з контролем за впливу 5 ГДК токсиканту. Зниження активності ферментів переамінування іонами купруму може бути також обумовлено високою токсичністю металу для риб [28].

Активність АсАТ в організмі молюска *U. pictorum* за дії іонів металу в кількості 0,2 мг/дм³ у цитоплазматичній фракції м'язів залишалась у межах контрольних величин, тоді як за вмісту іонів Cu^{2+} у воді 5 ГДК — зросла на 16 %. У мітохондріальній фракції м'язів виявлено збільшення активності АсАТ за 2 ГДК іонів купруму в 2,5 раза, а за дії 5 ГДК металу — в 2,3 раза. За інтоксикації молюсків іонами важких металів, ймовірно, підвищуються енерговитрати організму, пов'язані з детоксикацією та виведенням надлишку політанту.

Схожу динаміку змін активності АсАТ було зафіксовано і у мітохондріальній фракції печінки молюсків. Так, за дії 0,2 мг/дм³ та 0,5 мг/дм³ іонів купруму у воді спостерігалось зростання активності ферменту відповідно в 2,8 та 3,2 рази. В цитоплазматичній фракції печінки молюска активність АсАТ зменшувалась у 2,6 раза за впливу 2 ГДК іонів купруму і

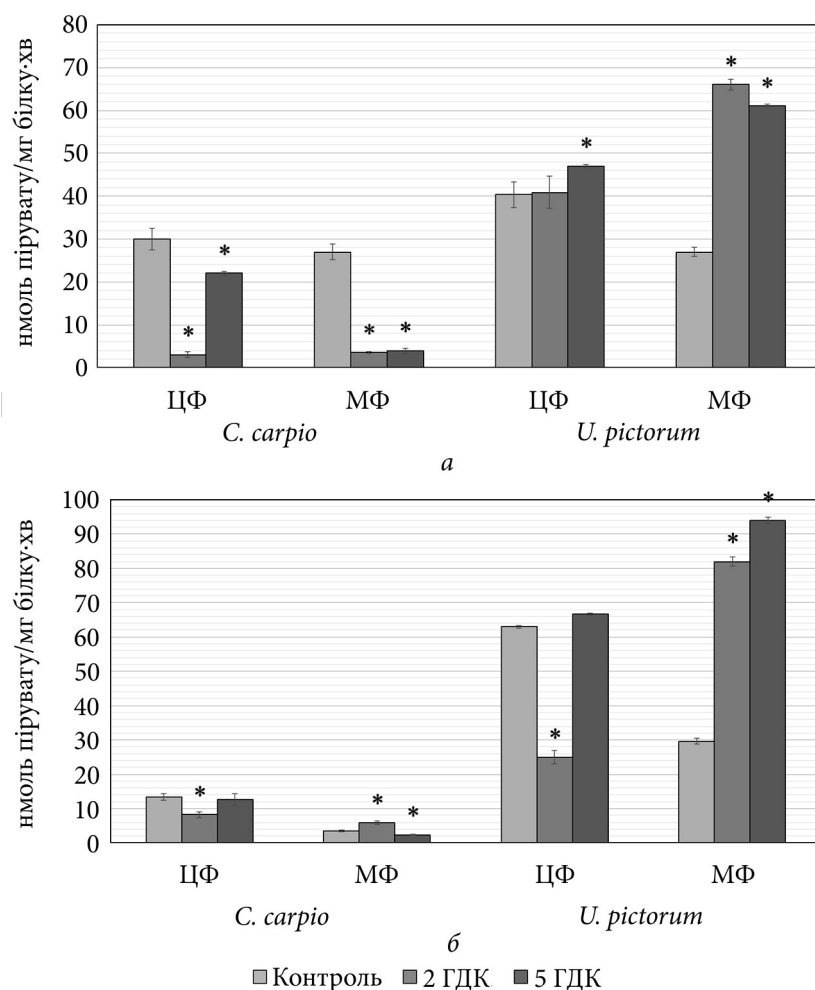


Рис. 5. Активність аспартатамінотрансферази в тканинах коропа та молюска за дії іонів Cu^{2+} ($M \pm m$, $n = 5$)

практично не змінювалась порівняно з контролем при вмісті металу у воді 5 ГДК.

Аналіз показників функціонування АсАТ у тканинах риб показав, що активність цитоплазматичної форми ферменту у м'язах коропа за дії 2 та 5 ГДК іонів Cu^{2+} зменшувалась відповідно на 32 і 46 % (рис. 6). У мітохондріальній фракції за експозиції до 2 ГДК іонів Cu^{2+} у воді спостерігалось зменшення активності АсАТ в 2 рази, а за 5 ГДК встановлено зростання активності досліджуваного ферменту на 21 % порівняно з контрольними величинами. Зниження активності АсАТ у м'язах риб в результаті дії іонів купруму, ймовірно, свідчить про зміщення реакції в бік утворення у цій тканині аланіну — амінокислоти, яка може активно використовуватись на енергетичні потреби організму [3].

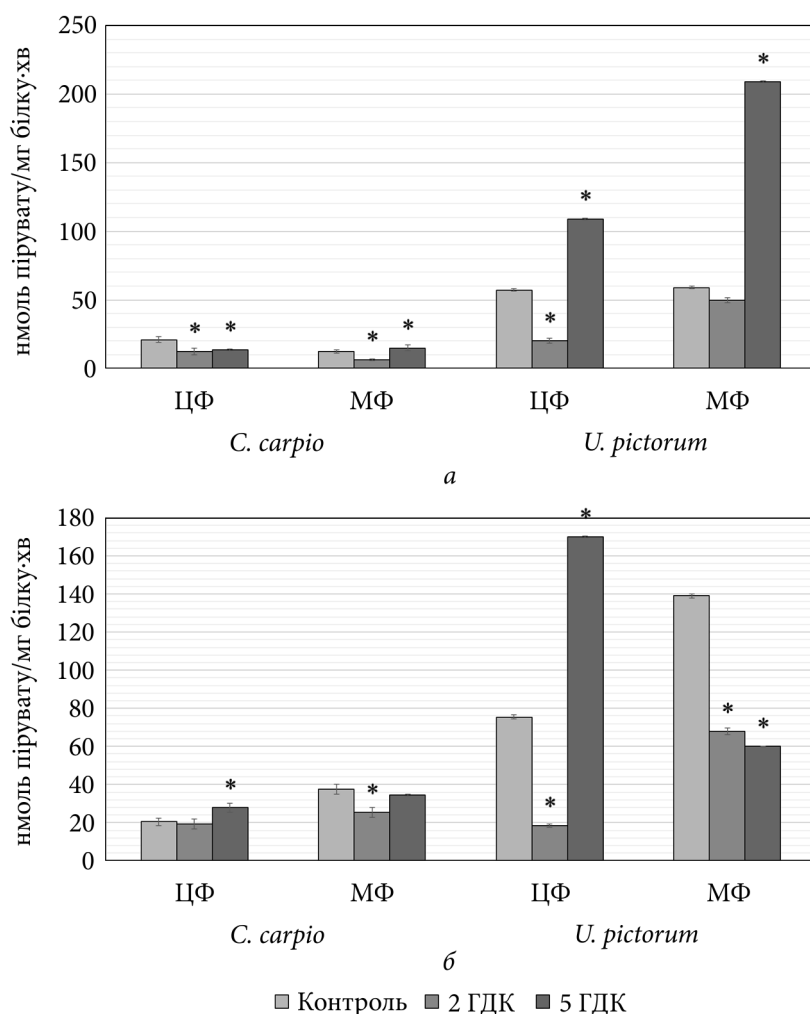


Рис. 6. Активність аланінамінотрансферази в тканинах коропа та молюска за дії іонів Cu^{2+} ($M \pm m$, $n = 5$)

У цитоплазматичній фракції печінки коропа активність АлАТ за дії 2 ГДК іонів купруму не змінювалася щодо контрольних величин, а за 5 ГДК — зростала на 37 %.

У мітохондріальній фракції печінки коропа активність АлАТ зменшувалася за дії 2 ГДК іонів Cu^{2+} на 47 % і практично не змінювалася за 5 ГДК іонів металу у воді. Зниження активності АлАТ у тканинах риб, ймовірно, можна пояснити участю ферменту в підтриманні лужно-кислотного гомеостазу шляхом зв'язування аміаку, який інтенсивно утворюється за інтоксикації купрумом [9].

У цитоплазматичній фракції м'язів молюска *U. pictorum* за 2 ГДК іонів Cu^{2+} активність АлАТ зменшувалась у 2,8 раза, а після впливу 5 ГДК — зростала в 1,9 раза порівняно з контролем. У мітохондріальній фракції

м'язів молюска активність АлАТ знижувалась за дії 2 ГДК іонів купруму лише на 17 %, тоді як за 5 ГДК — зростала в 3,6 раза. Збільшення активності досліджуваного ферменту за 0,5 мг/дм³ підтверджує те, що системи переамінування молюсків за участю АлАТ займають ключову роль у адаптації до високих концентрацій металу [10].

У печінці молюска зафіксовано зменшення в 4 рази активності досліджуваного ферменту в цитоплазматичній фракції за 2 ГДК і зростання активності у 2,3 раза — за впливу 5 ГДК іонів купруму.

У мітохондріальній фракції печінки молюска за дії 2 ГДК Cu^{2+} у воді активність АлАТ зменшувалась у 2 рази, а за 5 ГДК — у 2,3 раза, що підтверджує високу токсичність металу для мітохондрій *U. pictorum*. Це підтверджується і вищими абсолютними значеннями активності АлАТ у тканинах молюска порівняно з рибами.

Плюмбум. Аналіз отриманих даних показав, що в цитоплазматичній фракції м'язів коропа активність АсАТ як за дії 2 ГДК, так і 5 ГДК іонів плюмбуму зросла на 30 % (рис.7). У печінці ж активність цитоплазматичної форми АсАТ зменшувалась на 30 % за експозиції риб при 2 ГДК токсиканта у воді і практично поверталась до контрольних величин за впливу максимальної з досліджуваних концентрацій іонів плюмбуму.

Активність АсАТ у мітохондріальній фракції м'язів риб за впливу 2 ГДК іонів Pb^{2+} збільшувалась в 1,5 раза, а за дії 5 ГДК токсиканта у воді спостерігалось зростання активності досліджуваного ферменту у 2,1 раза. У мітохондріальній фракції печінки коропа за інкубації при 2 ГДК мало місце зростання активності АсАТ у 7,5 раза, а за 5 ГДК — у 6,2 раза відносно контрольних величин. Згідно літературних даних [3], за дії надлишку іонів плюмбуму зростає вміст аспарагінової кислоти в печінці коропа, що узгоджується з вищезгаданими змінами функціонування АсАТ. Також слід зазначити, що зростання активності АсАТ забезпечує надходження щавлевооцтової кислоти для функціонування циклу трикарбонових кислот. Зростання активності АсАТ також було виявлено авторами [5] за 33-добової експозиції коропів до сублетальних концентрацій плюмбум нітрату.

Ймовірно, за дії токсиканту відбувається порушення фізико-хімічних властивостей мітохондріальних мембран, в результаті чого вивільняються зв'язані, неактивні форми вказаного ферменту.

У молюска активність цитоплазматичної форми АсАТ у м'язах зменшувалась на 11 % за дії 2 ГДК іонів Pb^{2+} і зростала в 2,3 раза за вмісту 5 ГДК іонів плюмбуму у воді. Активність АсАТ у мітохондріях м'язів молюска зростала як за впливу 2, так і 5 ГДК іонів металу — відповідно у 3,0 та 2,7 рази. Вищі показники відхилення активності мітохондріальної форми АсАТ свідчать про її більшу чутливість до високих концентрацій токсиканту.

У печінці *U. pictorum*, в обох фракціях, спостерігалось зменшення активності досліджуваного ферменту за 2 ГДК і збільшення за — 5 ГДК іонів плюмбуму у воді. Так, в цитоплазматичній фракції активність АсАТ зменшувалась у 2,3 раза за інкубації при 2 ГДК токсиканту і зростала на

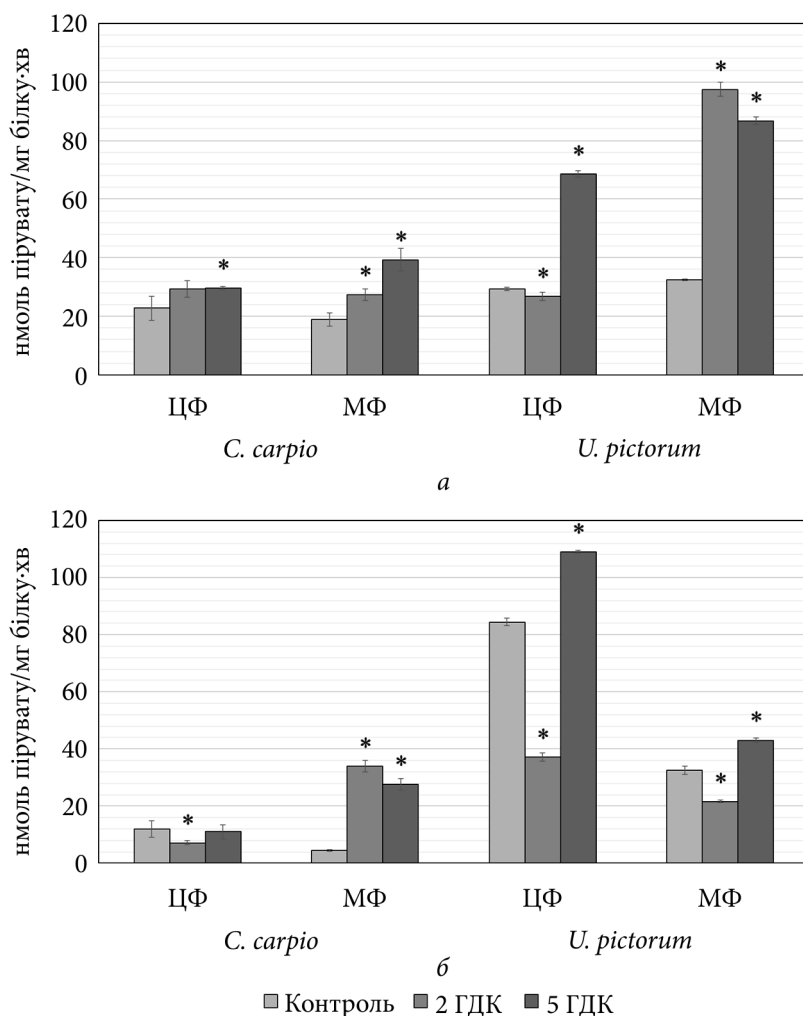


Рис. 7. Активність аспартатамінотрансферази в тканинах коропа та молюска за дії іонів Pb^{2+} ($M \pm m, n = 5$)

29 % за 5 ГДК іонів металу. У мітохондріальній фракції активність АсАТ знижувалась на 34 % за дії 2 ГДК іонів плюмбуму і збільшувалася на 32 % за вмісту 5 ГДК. Така варіативність показників функціонування АсАТ може свідчити, як і у випадку з дією високих доз іонів купруму, про надзвичайну токсичність плюмбуму для організму двостулкового молюска, а також про специфічну реакцію системи переамінування у досліджуваного виду за отруєння іонами цього металу.

Аналіз результатів показав, що активність цитоплазматичної АЛАТ у м'язах коропа за дії 2 ГДК іонів Pb^{2+} зменшувалась на 30 %, а за 5 ГДК — зростала на 33 % порівняно до контролю.

У мітохондріальній фракції м'язів характер змін активності АЛАТ протилежний: за 2 ГДК іонів металу у воді активність АЛАТ зростала на

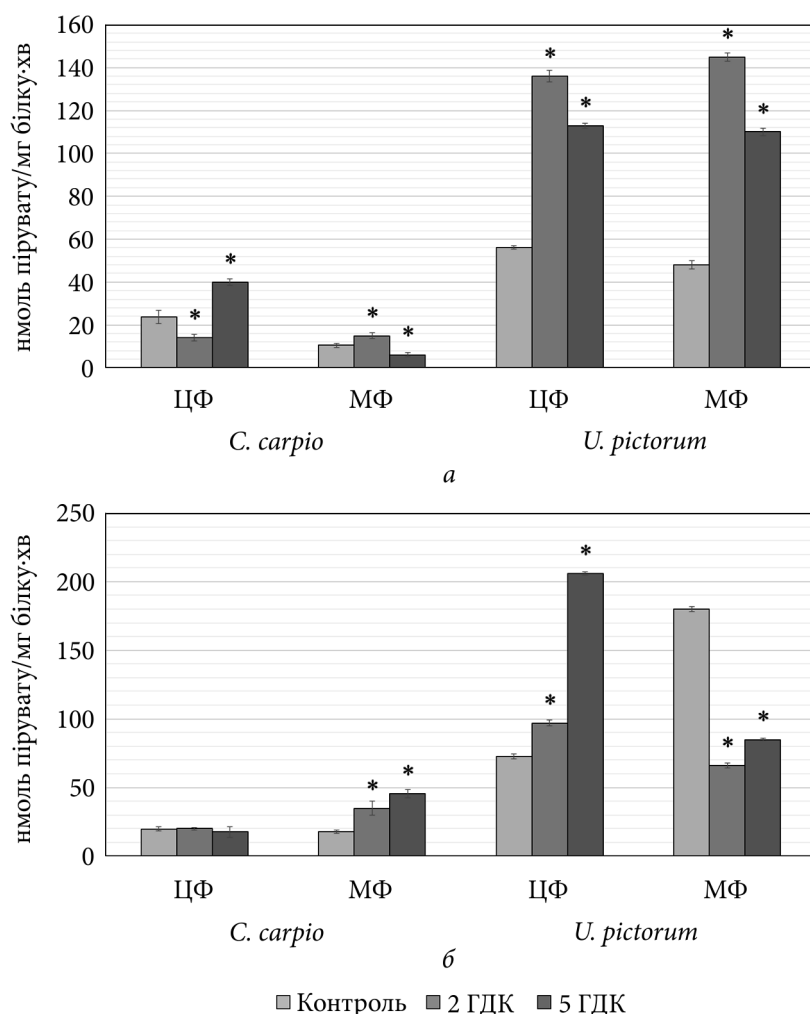


Рис. 8. Активність аланінамінотрансферази в тканинах коропа та молюска за дії іонів Pb^{2+} ($M \pm m$, $n = 5$)

30 %, а за впливу 5 ГДК токсиканта — знижувалася на 27 %. Збільшення активності АЛАТ у м'язах за дії іонів свинцю підтверджується також літературними даними [2].

Дослідження функціонування цитоплазматичної АЛАТ у печінці коропа показало, що за обох досліджуваних концентрацій іонів металу у воді величини активності ферменту близькі до контрольних. У мітохондріальній фракції активність досліджуваного ферменту зростала пропорційно концентрації іонів Pb^{2+} у воді: за 2 ГДК у 2,0 рази, а за дії токсиканта 5 ГДК — у 2,6 рази.

За експозиції молюсків у воді, що містила іони Pb^{2+} у кількості 2 ГДК, зафіксовано зростання активності цитоплазматичної АЛАТ м'язів у 2,4 рази порівняно з контролем, а за дії 5 ГДК іонів металу — у 2,0 рази. У

мітохондріальній фракції активність м'язової АЛАТ також зростає: за 2 ГДК іонів металу у воді в 3,0 рази, а за впливу 5 ГДК токсиканту — у 2,3 рази.

У цитоплазматичній фракції печінці двостулкових молюсків активність АЛАТ зростає за дії 2 ГДК іонів Pb^{2+} в 1,3 рази, а за впливу 5 ГДК токсиканту — у 2,8 рази. Можливо, за інтоксикації іонами плюмбуму вичерпуються запаси глікогену в організмі молюсків і це компенсується синтезом аланіну.

За дії 2 та 5 ГДК іонів плюмбуму в мітохондріальній фракції печінки коропа активність АЛАТ знижувалась відповідно у 2,7 і 2,1 рази. Ймовірно, таке інгібування ферментів, в деяких випадках, є наслідком перетворень у мітохондріях амінокислот у кетокислоти, з наступним їх використанням як енергетичних ресурсів [3].

Висновки

Отже, функціонування трансаміназ відображає зміни інтенсивності та спрямованості обмінних процесів в організмі досліджуваних гідробіонтів за інтоксикації металами. Адаптація водних тварин до дії іонів важких металів полягає у перебудові обміну речовин у напрямку протидії на вплив зовнішнього стрес-чинника. Роль трансаміназ у цьому процесі може полягати у перерозподілі амінокислотних резервів.

Результати наших досліджень свідчать про те, що зміни показників активності АСАТ та АЛАТ в організмі гідробіонтів за токсичного впливу металів мають видову специфіку, залежать від природи та концентрації металу у воді, тканинної та субклітинної локалізації ферментів.

Дія 2 та 5 ГДК іонів усіх металів, за винятком Cu^{2+} , викликала зростання активності мітохондріальної АСАТ у печінці та м'язах коропа. Вплив сублетальних концентрацій іонів Zn^{2+} , Cu^{2+} та Pb^{2+} також, в цілому, призводив до активації АСАТ у мітохондріях обох тканин молюсків. Активність АЛАТ у цитоплазматичній фракції м'язів та печінки гідробіонтів зростала за дії високих концентрацій (5 ГДК) усіх іонів металів та знижувалася за впливу 2 ГДК іонів Mn^{2+} , Zn^{2+} і Cu^{2+} . Зміни показників активності АЛАТ у мітохондріях та АСАТ у цитоплазмі тканин як риб, так і молюсків за дії сублетальних концентрацій металів були різноспрямовані та насамперед визначалися концентраційним чинником та природою металу. Отримані показники функціонування трансаміназ риб та молюсків можуть бути використані як індикатори функціонального стану організму в нормі і за дії на них екстремальних чинників водного середовища, в тому числі і металів.

Список використаної літератури

1. Беспмятнов Г.П., Кротов Ю.А. Предельно допустимые концентрации химических веществ в окружающей среде. Справочник. Ленинград : Химия, 1985. 240 с.
2. Коновец И.Н., Кулик В.А., Арсан О.Н. Влияние свинца на азотистый обмен у карпа при различной температуре водной среды. *Гидробиол. журн.* 1994. Т. 30, № 5. С. 78—86.

3. Курант В.З. Роль білкового обміну в адаптації риб до дії іонів важких металів : автореф. дис. ... д-ра біол. наук. Київ, 2003. 38 с.
4. Abdel-Tawwab M., El-Sayed G.O., Shady S.H. Growth, biochemical variables, and zinc bioaccumulation in Nile tilapia, *Oreochromis niloticus* (L.) as affected by water-born zinc toxicity and exposure period. *Int. Aquat. Res.* 2016. Vol. 8. P. 197—206.
5. Abedi Z., Fatemeh H., Mohammad A. et al. Effect of sublethal concentrations of cadmium, lead and chromium on some enzymatic activities of common carp; *Cyprinus carpio*. *Word J. Zool.* 2013. Vol. 8. P. 98—105.
6. Ali H., Khan E. Environmental chemistry in the twenty-first century. *Environ. Chem. Lett.* 2017. Vol. 15. P. 329—346.
7. Baltaci A.K., Yuce K., Mogulkoc R. Zinc metabolism and metallothioneins. *Biol. Trace Elem. Res.* 2018. Vol. 183. P. 22—31.
8. Biological indicators of aquatic ecosystem stress / Ed. by Adams S.M. Bethesda, MD : Am. Fish. Soc., 2002. 656 p.
9. Blanchard J., Grosell M. Copper toxicity across salinities from freshwater to seawater in the euryhaline fish *Fundulus heteroclitus*: Is copper an ionoregulatory toxicant in high salinities? *Aquat. Toxicol.* 2006. Vol. 80, N 2. P. 131—139.
10. Blasco J., Puppo J. Effect of heavy metals (Cu, Cd and Pb) on aspartate and alanine aminotransferase in *Ruditapes philippinarum* (Mollusca: Bivalvia). *Comp. Biochem. Physiol. Part C: Pharmacol. Toxicol. Endocrinol.* 1999. Vol. 122, N 2. P. 253—263.
11. Chanda S., Paul B.N., Ghosh K., Giri S.S. Dietary essentiality of trace minerals in aquaculture: A Review. *Agricultural Reviews.* 2015. Vol. 36, N 2. P. 100—112.
12. Coppo J.A., Mussart N.B., Fioranelli S.A. Physiological variation of enzymatic activities in blood of bullfrog, *Rana catesbeiana* (Shaw, 1802). *Rev. Veter.* 2003. Vol. 12. P. 22—27.
13. David W. Christianson, Structural chemistry and biology of manganese metallo-enzymes. *Progress in Biophysics and Molecular Biology.* 1997. Vol. 67, N 2—3. P. 217—252.
14. Ercal N., Gurer-Orhan H., Aykin-Burns N. Toxic metals and oxidative stress Part I: Mechanisms involved in metal-induced oxidative damage. *Curr. Top. Med. Chem.* 2001. Vol. 1. P. 529—539.
15. Firat O., Kargin F. Individual and combined effects of heavy metals on serum biochemistry of Nile tilapia *Oreochromis niloticus*. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 2010. Vol. 58. P. 151—157.
16. Hambidge M., Krebs N.F. Zinc metabolism and requirements *Food and Nutrition Bulletin.* 2001. Vol. 22. P. 126—132.
17. Kao L.W., Rusyniak D.E. Chronic poisoning: trace metals and others. Ed. by Goldman L., Schafer A.I. *Goldman-cecil medicine.* Philadelphia: Elsevier/Saunders, 2016. P. 91—98.
18. Karadede-Akin H., Unlü E. Heavy Metal Concentrations in Water, Sediment, Fish and Some Benthic Organisms from Tigris River, Turkey. *Environ. Monit. Assess.* 2007. Vol. 131. P. 323—337.
19. Khomenchuk V.O., Balaban R.B., Chen I.B., Kurant V.Z. Comparative Characteristics of Glutamate Dehydrogenase Functioning in *Cyprinus carpio* and *Unio pictorum* under the Impact of Elevated Metal Ions Concentrations. *Hydrobiol. J.* 2022. Vol. 58, N 1. P. 45—55.
20. Lauer M.M, de Oliveira C.B., Yano N.L., Bianchini A. Copper effects on key metabolic enzymes and mitochondrial membrane potential in gills of the estuarine crab *Neohelice granulata* at different salinities. *Comp Biochem Physiol C. Toxicol Pharmacol.* 2012. Vol. 156, N 3—4. P. 140—147.
21. Lee J.-W., Choi H., Hwang U.-K. et al. Toxic effects of lead exposure on bioaccumulation, oxidative stress, neurotoxicity, and immune responses in fish: A review. *Environ. Toxicol. Pharmacol.* 2019. Vol. 68. P. 101—108.
22. Lowry O.H., Rosebrough N.J., Farr A.L., Randall R.J. Protein measurement with the Folin phenol reagent. *J. Biol. Chem.* 1951. Vol. 193, N 1. P. 265—75.

23. Malik D.S., Maurya P.K. Heavy metal concentration in water, sediment, and tissues of fish species (*Heteropneustis fossilis* and *Puntius ticto*) from Kali River, India. *Toxicol. Environ. Chem.* 2014. Vol. 96, N 8. P. 1195—1206.
24. Radhakrishnaiah K, Suresh A, Sivaramakrishna B. Effect of sublethal concentration of mercury and zinc on the energetics of a freshwater fish *Cyprinus carpio* (Linnaeus). *Acta Biol. Hung.* 1993. Vol. 44, N 4. P. 375—385.
25. Reitman S., Frankel S. Colorimetric determination of glutamic oxaloacetic and glutamic pyruvic transaminases. *Am. J. Clin. Path.* 1957. Vol. 28. P. 53—56.
26. Tuormaa T.E. The adverse effects of manganese deficiency on reproduction and health: a literature review. *J. Orthomol. Med.* 1996. Vol. 11, N 2. 1996. P. 69—79.
27. Vieira M.C., Torronteras R., Córdoba F., Canalejo A. Acute toxicity of manganese in goldfish *Carassius auratus* is associated with oxidative stress and organ specific antioxidant responses. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 2012. Vol. 78. P. 212—217.
28. Vutukuru S.S., Suma C., Madhavi K.R. et al. Studies on the development of potential biomarkers for rapid assessment of copper toxicity to freshwater fish using *Esomus danricus* as model. *Int. J. Environ. Res. Public Health.* 2005. Vol. 2, N 1. P. 63—73.
29. Wood Ch. M., Farrell A. P., Brauner C. J. Homeostasis and toxicology of essential metals edited. *Fish Physiol.* London : Academic Press. 2011. Vol. 31, part A. P. 1—497.
30. Yousafzai A.M., Chivers D.P., Khan A.R. et al. Comparison of heavy metals burden in two freshwater fishes *Wallago attu* and *Labeo dyocheilus* with regard to their feeding habits in natural ecosystem. *Pak. J. Zool.* 2010. Vol. 42, N 5. P. 537—544.

Надійшла 20.09 2022

V.O. Khomenchuk, PhD (Biol.), Assistant Prof.,
Ternopil Volodymyr Hnatiuk National Pedagogical University,
Maxyma Kryvonosa St., 2, Ternopil, 46027, Ukraine
e-mail: khomenchuk@tnpu.edu.ua
ORCID 0000-0003-0500-6754

R.B. Balaban, PhD (Biol.), senior laboratory assistant,
Ternopil Volodymyr Hnatiuk National Pedagogical University,
Maxyma Kryvonosa St., 2, Ternopil, 46027, Ukraine
e-mail: poslanya@ukr.net
ORCID 0000-0002-6347-7581

N.V. Herts, PhD (Biol.), Assistant Prof.,
Ternopil Volodymyr Hnatiuk National Pedagogical University,
Maxyma Kryvonosa St., 2, Ternopil, 46027, Ukraine
e-mail: herts_nv@chem-bio.com.ua
ORCID 0000-0002-3574-2288

V.Z. Kurant, Dr. Sci. (Biol.), Prof.,
Ternopil Volodymyr Hnatiuk National Pedagogical University,
Maxyma Kryvonosa St., 2, Ternopil, 46027, Ukraine
e-mail: kurant@tnpu.edu.ua
ORCID 0000-0002-3349-046X

DISTINCTION OF TRANSAMINATION PROCESSES IN TISSUES OF *CYPRINUS CARPIO* AND *UNIO PICTORUM* UNDER THE EFFECT OF INCREASED CONCENTRATIONS OF METAL IONS IN WATER

The role of the processes of transamination of amino acids in the tissues of carp (*Cyprinus carpio* L.) and freshwater mollusc (*Unio pictorum* L.) in maintaining the homeostasis of protein metabolism under the action of 2 and 5 maximum permissible concentrations (MPC) of Mn^{2+} , Zn^{2+} , Cu^{2+} and Pb^{2+} ions was studied. Changes in the activity indicators of aspartate aminotransferase (AST) and alanine aminotransferase (ALT) in the body of hydrobionts under toxic effects are species-specific and depend on the nature and concentration of metal in water, tissue and subcellular localization of enzymes.

The action of both investigated concentration of all metal ions, except for copper, caused an increase in the activity of mitochondrial AST in the liver and muscles of carp. Exposure to sublethal concentrations of Zn^{2+} , Cu^{2+} , and Pb^{2+} ions also, in general, led to the activation of AST in the mitochondria of both mollusk tissues. ALT activity in the cytoplasmic fraction of muscles and liver of hydrobionts increased under the influence of high concentrations (5 MPC) of all metal ions and decreased under the influence of 2 MPC of Mn^{2+} , Zn^{2+} and Cu^{2+} ions. Changes in indicators of ALT activity in mitochondria and AST in the cytoplasm of tissues of both fish and molluscs under the influence of sublethal concentrations of metals were multidirectional and primarily determined by the concentration factor and the nature of the metal.

The role of transaminases in the adaptation of aquatic animals to the action of heavy metal ions consists in the redistribution of amino acid reserves in order to use some for ammonia detoxification (glutamate, aspartate), others (keto acids) for energy purposes to counteract the stress factor. Changes in the activity of peramination enzymes can informatively reflect the state of the organism under the influence of increased concentrations of heavy metal ions, serve as a characteristic of the degree of resistance of the studied hydrobionts to pollution, and can also be used to predict changes in biocenoses in areas of heavy metal pollution. The availability of material and the ease of sample selection and processing make these animals a suitable object for bioindication of the state of the aquatic environment.

Key words: *Cyprinus carpio*, *Unio pictorum*, transaminases, heavy metals.

УДК 557.12:[597.556.331.1.:597.551.2]:628.394

В.М. МАРЦЕНЮК, к. б. н., мол. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна
wmarzenuk@gmail.com
ORCID 0000-0002-9998-0445

М.В. ПРИЧЕПА, к. б. н., наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна
ORCID 0002-3114-2402

О.М. МАРЕНКОВ, к. б. н. доц.,
Дніпровський національний університет ім. О. Гончара,
просп. Гагаріна, 72, Дніпро, 49010, Україна
ORCID 0000-0002-3456-2496

ЗМІНА АКТИВНОСТІ ФЕРМЕНТІВ ЕНЕРГЕТИЧНОГО ТА ЙОННОГО ОБМІНІВ І ВМІСТУ ЕНЕРГЕТИЧНИХ СУБСТРАТІВ У ТКАНИНАХ ОКУНЯ *PERCA FLUVIATILIS* ТА ПЛІТКИ *RUTILUS RUTILUS* ЗА УМОВ ТОКСИЧНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ВОДОЙМ

Розглянуто вплив токсичного забруднення на зміну активності ферментів енергетичного та йонного обміну в тканинах плітки та окуня. Встановлено істотні зміни вмісту енергетичних субстратів у тканинах печінки, зябер та м'язів окуня та плітки залежно від сезону та токсичного навантаження. Показано, що кількісно вміст глікогену у печінці окуня із забрудненого озера (Кирилівського) нижчий, ніж у особин із контрольного озера (Бабиного). Також встановлено нижчу активність СДГ у тканинах м'язів та зябрах плітки. Аналогічні закономірності нами були показані й для окуня. У плітки відмічено вищу активність ЛДГ у тканинах м'язів, що свідчило на користь залучення гліколізу. У свою чергу, у м'язовій тканині окуня встановлено протилежні зміни активності цього ферменту. Слід наголосити, що плітка відзначалась більшою варіабельністю за активністю досліджуваних ферментів. Це свідчить про видову специфічність метаболічних реакцій досліджуваних риб щодо протидії токсичному забрудненню. Встановлено, що в тканинах зябер окуня підвищується активність аденозинтрифосфатази у 1,77–1,79 рази. На противагу цьому, у плітки встановлено зниження активності цього ферменту. Це підтверджує тезу щодо міжвидових відмінностей цих риб у регулюванні обмінних процесів за токсичного впливу на їхній організм, а також посиленні чи ослабленні йонного обміну. Зафіксовано зниження активності цитохромоксидази у тканинах

Ц и т у в а н н я: Марценюк В.М., Причепа М.В., Маренков О.М. Зміна активності ферментів енергетичного та йонного обміну і вмісту енергетичних субстратів у тканинах окуня *Perca fluviatilis* (Linnaeus, 1758) та плітки *Rutilus rutilus* (Linnaeus, 1758) за умов токсичного забруднення водойм. *Гідробіол. журн.* 2022. Т. 58. № 6. С. 74–90.

з'ябер у 1,43—1,68 рази. Це свідчить про пригнічення ферментативних систем, які забезпечують окиснення субстратів і транспорт електронів. Також це може призводити до зниження генерування енергії та використання її клітинами. Отримані результати дозволяють проводити моніторингові дослідження природних угруповань аборигенних риб з ціллю виявлення потенційних забруднювачів, спираючись на зміну активності ферментів енергетичного обміну.

Ключові слова: риба, активність ферментів, токсичне забруднення, адаптивні реакції, біомоніторинг.

Дана робота є продовженням дослідження адаптивних реакцій риб в умовах надмірного антропогенного навантаження та трансформації водних екосистем м. Києва. Однією із причин глобальної екологічної кризи є посилення кліматичних змін та надходження до водойм великої кількості токсичних сполук. Активне антропогенне втручання у функціонування природних об'єктів та масштабні проекти, серед яких одамбовування берегів, скидання до водойм неочищених комунально-побутових стоків, незаконне будівництво з порушенням діючого законодавства — у зв'язку з цим у водоймах відбуваються істотні зміни гідрохімічного та гідрологічного характеру [45]. Це призводить до скорочення екологічних ніш та часткового зменшення біорізноманіття водних тварин [4]. Більша частина хімічних речовин, що надходять у водойми зі стічними водами та атмосферними опадами, є токсичними для гідробіонтів. Також встановлено, що вплив різноманітних токсикантів на водні екосистеми має комплексний характер, а роль окремих компонентів не завжди можна виділити і оцінити [14]. Окрім цього відомо, що ступінь токсичності для організмів змінюється протягом року залежно від поведінки риб та їхнього фізіологічного стану у різні пори року. Особливо гостро ця проблема постає у містах, де в умовах посиленого росту процесів урбанізації, окрім промислових відходів, у водойми зливаються стоки комунального господарства, а також залишки побутового сміття [9]. За таких умов у гідробіонтів формуються адаптивно-компенсаторні механізми у відповідь на дію токсикантів різної хімічної природи, що відображається, в першу чергу, у зміні інтенсивності обмінних процесів [18, 26].

Розвиток інфраструктури м. Києва неминуче посилює антропогенне навантаження на водойми, тим самим погіршуючи екологічну ситуацію навіть у відносно благополучних гідроекосистемах [11]. Якість водного середовища визначається наявністю різного роду токсикантів у воді, донних відкладах та організмах гідробіонтів. Хімічні методи вимірювання кількості ксенобіотиків дозволяють встановити лише її відповідність існуючим нормам, проте реальний біологічний ефект мало враховується [12, 13]. У зв'язку з цим виникає необхідність у розробці достовірних методів та критеріїв екологічної оцінки водойм, а також токсикологічного контролю за їхнім станом. Одними з таких критеріїв можуть бути біохімічні показники гідробіонтів [38, 42]. Зокрема, це стосується зміни активності основних ферментів енергетичного (лактатдегідрогенази, сукцинатдегідрогенази та цитохромоксидази) та йонного (Na^+ , K^+ -АТФ-ази) обміну, які можуть внести ясність у розуміння процесів залучення окре-

мих складових енергетичного обміну у процесі адаптації риб до токсичного забруднення водойм [19, 22, 32, 41].

Виходячи із вищесказаного, метою дослідження було встановити особливості сезонних змін фізіолого-біохімічних показників окуня та плітки за впливу токсичного забруднення водойм та можливість використання цих показників для оцінки стану водойми.

Матеріал і методика досліджень

Дослідження проводили у квітні — жовтні 2018 р. на водоймах правобережної заплави м. Києва. Районам для досліджень слугували оз. Кирилівське (Оболонський р-н) (50°29'52" N 30°29'38" E) і оз. Бабине (Труханів острів) (50°28' N 30°32'42" E). Детальна характеристика озер наведена у роботі [34]. На несприятливий екологічний стан озера наголошують численні дослідження, проведені у минулі роки [6, 9, 10, 11, 44]. Відлов риб здійснювали раною весною, в середині літа та восени (2017 р.) гачковими знаряддями лову. Об'єктами дослідження були окунь річковий *Perca fluviatilis* L. — придонно-пелагічний хижак та плітка звичайна *Rutilus rutilus* L. — придонно-пелагічний поліфаг. Досліджувані риби мали такі розмірно-масові показники: окунь був масою 28,8±1,2 г, довжиною 13,9±0,7 см; плітка була масою 18,6±0,8 г, довжиною 10,5±0,7 см.

Вміст розчиненого кисню у воді визначали методом Вінклера [2]. Щоденний показник (рН) оцінювали за допомогою рН-метра РН-009 (1), загальну мінералізацію води — ТДС-метра IDS-2, температуру — ртутним лабораторним термометром із ціною поділки 0,1 °С. Вміст окремих іонів, токсичних сполук у воді було взято з літературних джерел та даних санітарно-епідеміологічної станції. Вміст металів (Zn, Cd, Pb, Co, Ni, Fe, Mn, Mg, Ca, Na, K, Cu) у дослідних водоймах вимірювали на атомно-абсорбційному спектрофотометрі С-115 із використанням відповідних стандартів після концентрування відібраних зразків води шляхом випарювання [8].

У риб відбирали зразки зябер, печінки і м'язів та в подальшому їх гомогенізували. У лабораторних умовах спектрофотометрично визначали активність лактатдегідрогенази (ЛДГ) з використанням стандартного комерційного набору «ЛДГ» (Філісіт-Діагностика, Україна). Активність сукцинатдегідрогенази (СДГ) встановлювали стандартним методом, за кількістю відновленого гексаціаноферату (III) калію [3]. Активність Na⁺, K⁺-АТФ-ази оцінювали за наростанням у реакційній суміші вмісту неорганічного фосфору, який виявляли за методом Фіске та Суббароу [23] і перераховували на 1 мг білка. Активність цитохромоксидази (ЦО) визначали за методом, описаним Р.С. Кривченковою [7]. Вміст білка у м'язах, печінці та зябрах визначали за Лоурі [33]. Вміст глікогену у печінці — за допомогою антронового реактиву, відповідно до методу [3], вимірюючи інтенсивність червоного забарвлення, отриманого в результаті реакції, на концентраційному фотоелектрокалориметрі КФК-2МП. Статистичну обробку даних здійснювали за загальноприйнятими методиками з використанням програм Microsoft Excel 2010 та Statistica 8.0 (StatSoftInc, США).

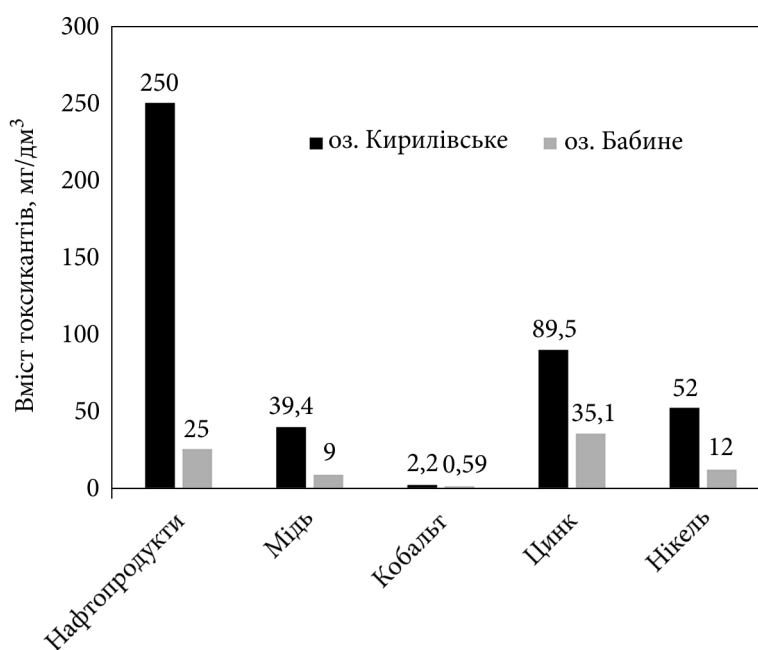


Рис 1. Вміст токсикантів у досліджуваних водоймах, мг/дм³

Для порівняння середніх значень біохімічних показників використовували *t*-критерій Стьюдента при рівні значущості $p \leq 0,05$.

Результати досліджень та їх обговорення

За результатами досліджень було виявлено високі концентрації токсичних сполук у оз. Кирилівському, зокрема вміст цинку, нікелю та нафтопродуктів (рис. 1).

Значна концентрація нафтопродуктів в оз. Кирилівському може пояснюватись географічним розташуванням водойми, зокрема на близькій відстані до автозаправних станцій та автошляхів. Інший негативний чинник, що свідчить про погіршення якості води — це підвищення загальної мінералізації та співвідношення йонів. Надходження в оз. Кирилівське значної кількості хлоридів (118—133,5 мг/дм³ та сульфатів (60—137 мг/дм³) [34] свідчить про підвищений рівень мінерального забруднення водойми, що створює нетипові умови для існування риб басейну верхнього Дніпра (де середня мінералізація води становить 250—350 мг/дм³) (рис. 2).

У свою чергу, концентрація цих сполук в оз. Бабиному становила: хлоридів (22,2—47,7 мг/дм³) та сульфатів (15,5—23,07 мг/дм³).

У результаті досліджень було встановлено, що інтенсивність біосинтетичних процесів у тканинах досліджуваних видів риб характеризується сезонною залежністю. Варто відмітити, що у зябрах плітки з оз. Кирилівського у весняний період зареєстровано доволі високий загальний

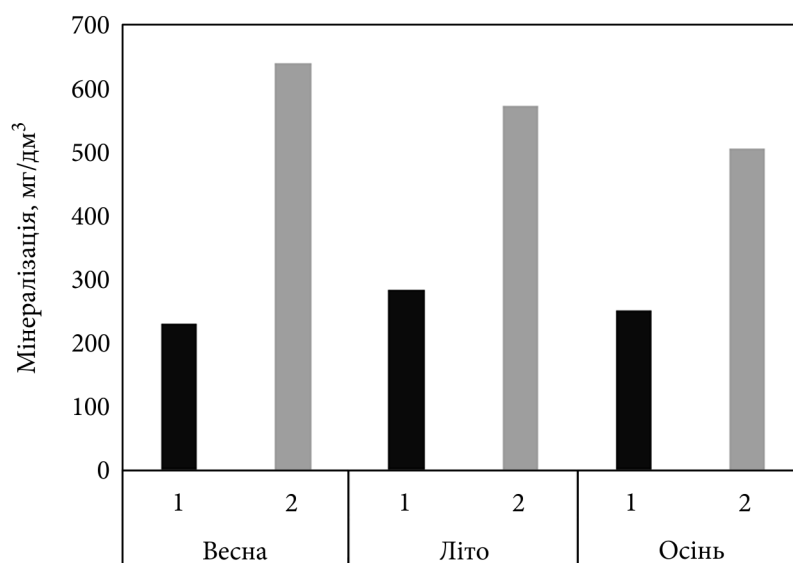


Рис. 2. Показники загальної мінералізації, мг/дм³: 1 — оз. Бабине; 2 — оз. Кирилівське

вміст білків — 342,6 мг/г, проти 161,2 мг/г у цього виду із оз. Бабиного. Накопичення білка у зябрах плітки весною може бути механізмом ізоляції від шкодочинної дії середовища із надмірним забрудненням, викликаним надходженням до акваторії токсичних сполук із р. Сирець, в тому числі і фенолів [11]. У дослідженнях [42] відмічено, що за дії фенольних сполук, а саме фенолу та крезолу, на організм деяких риб спостерігається зростання вмісту білка у тканинах їхніх зябер та одночасне його зниження у печінці, що вочевидь вказує на тканинний перерозподіл енергетичних сполук. Це може свідчити про інтенсивний анаболізм білка у зябрах цього виду. Влітку ж величина цього показника у плітки з оз. Кирилівського у 1,43 раза нижча від весняного рівня (рис. 3). Щодо плітки із оз. Бабиного, то найвищий вміст білка у зябрах цього виду було встановлено влітку — 326,7 мг/г, що вище від весняної та осінньої величини відповідно у 2,02 та 1,36 рази (рис. 3).

В окуня з обох озер міжсезонна динаміка вмісту білка у зябрах виражена слабо, проте варто відмітити найвищий вміст величини цього показника в особин з оз. Бабиного у літній період. Часто інтенсифікацію процесів синтезу білка в печінці риб у переднерестовий період пов'язують із ростом генеративної тканини (дозріванням гонад). У печінці плітки з оз. Кирилівського протягом усього дослідного періоду вміст білків кількісно менший, ніж у відповідного виду з оз. Бабиного. Відповідне зниження може бути наслідком залучення цих субстратів у процеси, пов'язані із детоксикацією організму [27]. Враховуючи, що ці процеси енергозатратні і потребують значної кількості енергетичних ресурсів організму, то вірогідно, це могло спричинити інтенсивне використання біл-

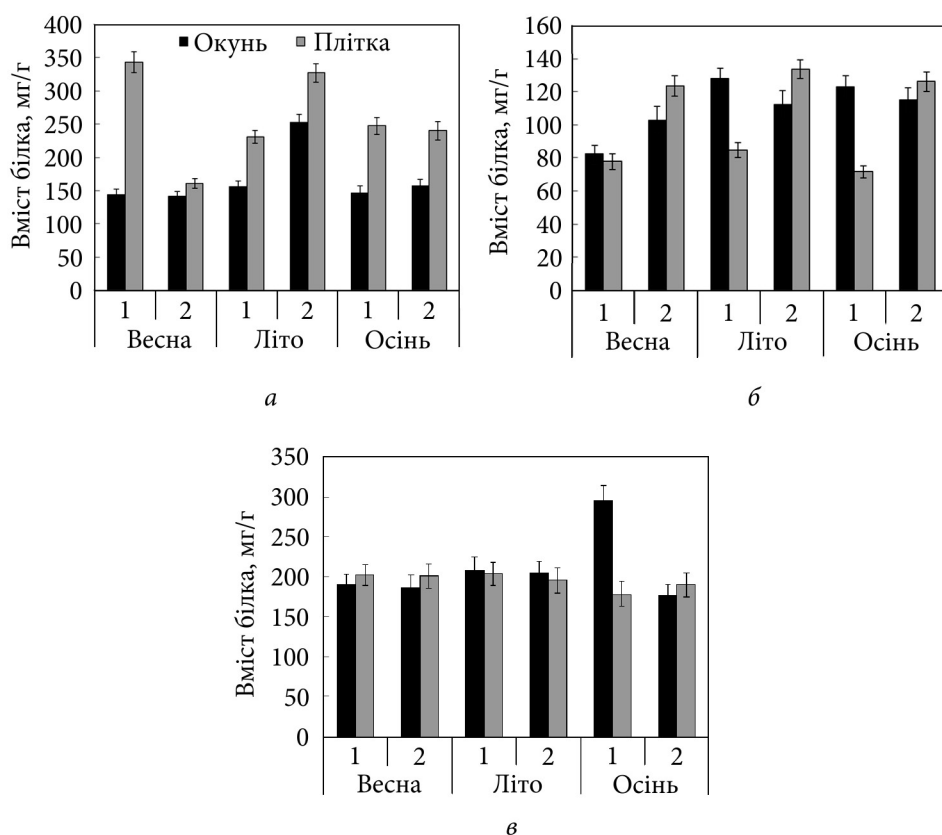


Рис. 3. Вміст білків у зябрах (а), печінці (б) та м'язах (в) риб ($M \pm m$, $n = 5$). Тут і на рис. 4—8: 1 — оз. Кирилівське (Опечень II); 2— оз. Бабіне

ків. У печінці окуня з оз. Кирилівського у весняний період зафіксовано найменший порівняно з іншими сезонами вміст білків. Це підтверджує, що переднерестовий період характеризується активізацією обмінних процесів у риб, що виражається у різкому посиленні витрат запасних енергетичних сполук, а саме залученні білка в енергетичний обмін. У м'язах риб з обох досліджуваних озер за вмістом білка сезоннозалежної закономірності не виявлено. Можна лише відмітити восени підвищений вміст білків у білих м'язах окуня з оз. Кирилівського, що може вказувати на пригнічення катаболізму білка у період підготовки до зимівлі. Також відповідна величина цього показника може бути спричинена ускладненими умовами зимівлі (перепадами кисневого режиму у комплексі з надходженням токсикантів різної природи). Не виключено, що надмірне антропогенне навантаження на оз. Кирилівське могло спричинити зміну інтенсивності синтезу та перерозподілу енергоємних сполук у тканинах риб. Внаслідок цього значна частка білка як альтернативного «джерела енергії» використовувалась на адаптивні реакції риб на дію несприятливого чинника [1, 43]. Це могло відобразитись на нормальному проход-

ISSN 0375-8990. Гідробіологічний журнал. 2023. 59(1) 79

женні нересту, що підтверджується значною кількістю нерезорбованої ікри у гонадах окуня (візуальний огляд). Кінцевим результатом цього може бути загальне виснаження організму окуня, що виражається у низькому вмісті білка в тканинах печінки. За результатами досліджень встановлено, що вміст глікогену у печінці плітки з оз. Бабиного у весняний період вірогідно ($p \leq 0,05$) вищий у 2,81 раза щодо плітки з оз. Кирилівського (рис. 4). У плітки з оз. Кирилівського спостерігається накопичення глікогену у печінці з весни до осені. Вищий вміст глікогену у тканинах печінки плітки з оз. Бабиного весною порівняно з особинами із забрудненого озера може свідчити про накопичення глікогену організмом цього виду в переднерестовий період. В оз. Кирилівському поряд із значними концентраціями важких металів, що перевищують референтні значення, встановлено високий вміст нафтопродуктів (перевищення реф. значень у 4,5 та 9,8 раза відповідно). Ці сполуки часто вважаються більш токсичними ніж важкі метали, оскільки впливають на самих риб і трофічну складову. Відомо, що надмірне накопичення важких металів та нафтопродуктів в організмі риб викликає деякі зміни в процесах метаболізму пластичних сполук. При цьому встановлено, що деякі важкі метали здатні викликати функціональні порушення органів кровотворення і розмноження. Внаслідок цього може відбуватись деяке пригнічення процесів гемопоезу та гаметогенезу [1]. Нафтопродукти істотно впливають на дихальну функцію організму. В цілому вищезгадані токсиканти створюють забруднення, яке є надмірним для даної водойми. Це значною мірою може впливати на інтенсивність метаболізму риб та визначати рівновагу між процесами глікогенезу та глікогенолізу. Накопичення глікогену у печінці плітки з оз. Кирилівського з весни до осені може відбуватись з низки причин, що пов'язані з умовами існування. Згідно попередніх досліджень на цих же рибах у зазначених водоймах, вміст глюкози в плазмі крові плітки з оз. Кирилівського весною нижчий, ніж влітку [34], що корелює із вмістом глікогену у печінці. Враховуючи, що вміст білків у печінці плітки весною нижчий порівняно з літом, можна припустити, що процеси глюконеогенезу у даного виду домінували над процесами глікогенолізу (тобто глюкоза більшою мірою утворювалась із амінокислот). У плітки з оз. Бабиного спостерігається обернена закономірність щодо вмісту глюкози та глікогену, що може вказувати на активний перебіг глікогенолізу. У свою чергу, в печінці окуня вміст глікогену був кількісно вищий в оз. Бабиному (протягом весни та літа), ніж аналогічний показник у риб з оз. Кирилівського. Очевидно, що риби із забрудненого озера активно використовують цей субстрат на енергетичні потреби. Не виключено також, що накопичення цього вуглеводу в печінці окунів з обох озер влітку може бути механізмом протидії гіпоксичним умовам, які виникали внаслідок підвищення температури води. Це виражається у посиленому накопиченні енергоємних сполук і може бути проявом адаптації до нестабільних та несприятливих умов оточуючого середовища. Слід зауважити, що за умов токсичного забруднення водойми у тканинах печінки окуня зареєстровано нижчий вміст глікогену. Низький вміст гліко-

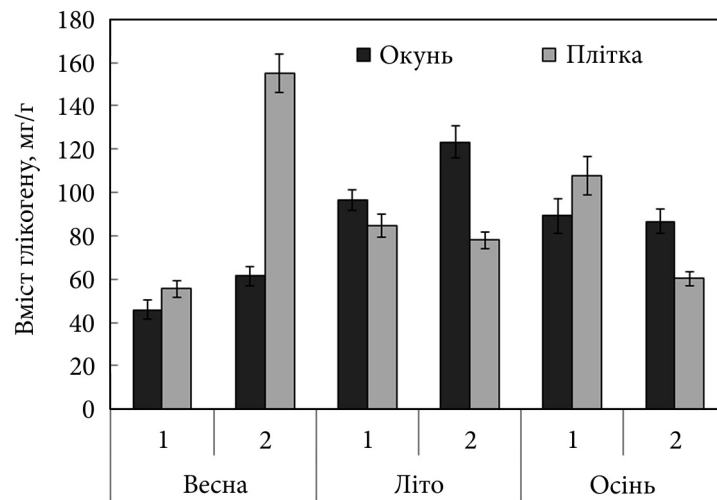


Рис. 4. Вміст глікогену в печінці риб ($M \pm m$, $n = 5$)

гену у печінці вказує на переважання катаболічних процесів над анаболічними, що може бути наслідком як його підвищених витрат, так і зниження накопичення. Можна припустити, що така особливість метаболізму зумовлена зростанням енерговитрат на адаптацію до дії негативних умов, зокрема токсичного забруднення [31].

Щодо окуня з оз. Кирилівського, то найвищий вміст глікогену у його печінці зафіксовано влітку (96 мг/г). У відповідного виду із оз. Бабиного найвищий вміст цього субстрату встановлено також влітку, а саме 122 мг/г, що вище за рівень у весняних та осінніх екземплярів відповідно у 1,96 та 1,41 раза. Варто відмітити, що кількісно вміст глікогену у печінці окуня з Кирилівського нижчий, ніж у особин з контрольного озера (оз. Бабине).

Щодо ферментів енергетичного обміну, то за їхньою активністю встановлено міжсезонну динаміку між домінуванням аеробних та анаеробних шляхів генерування енергії. У зябрах плітки з оз. Бабиного влітку зареєстровано вірогідно ($p \leq 0,05$) найвищу активність лактатдегідрогенази (ЛДГ) та найнижчу активність сукцинатдегідрогенази (СДГ) порівняно з іншими сезонами. Характерним є те, що активність ЛДГ у зябрах плітки з оз. Кирилівського в кожен досліджений сезон була вищою, ніж з оз. Бабиного. Вірогідне підвищення ЛДГ та зниження СДГ у зябрах плітки з оз. Кирилівського (влітку) порівняно з іншими сезонами може вказувати на домінування гліколітичних процесів у респіраторному апараті цього виду. Подібні зміни можуть бути викликані значним вмістом багатьох токсикантів у водному середовищі, які перевищують референтні значення (див. рис. 1).

Підвищення температури води в літній період підсилює токсичну дію забруднювачів, тим самим стимулюючи активацію анаеробних процесів

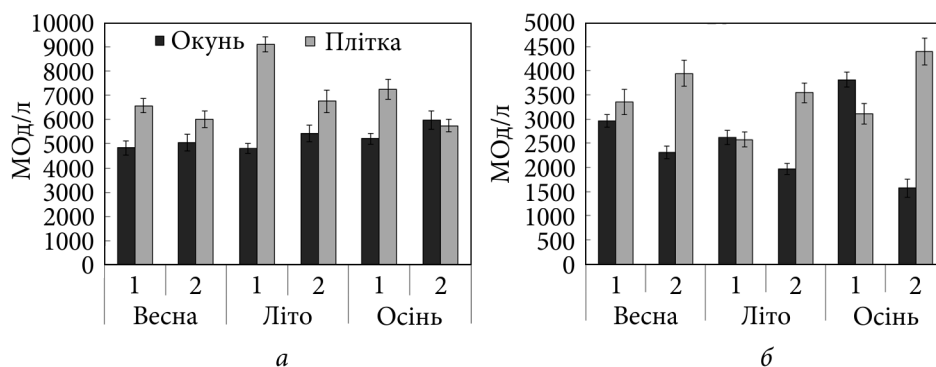


Рис. 5. Активність лактатдегідрогенази в зябрах (а) та м'язах (б) риб ($M \pm m$, $n = 5$)

метаболізму риб та розвитку гіпоксичного стану тканин. В окуня з обох озер чітко сезонно залежної закономірності за активністю ЛДГ у зябрах не виявлено, проте у м'язах цей критерій протягом всіх сезонів був вищим в особин з оз. Кирилівського. При цьому, найбільшу різницю було встановлено восени, а саме зростання активності ЛДГ у м'язах окуня з оз. Кирилівського в 2,36 раза щодо риб з оз. Бабиного (рис. 5). Переважання анаеробних гліколітичних процесів над аеробними у м'язах окуня із забрудненого озера може бути викликано наявністю у водоймі підвищеної кількості токсикантів (див. рис. 1). У зябрах було встановлену меншу активність ЛДГ у окуня з оз. Кирилівського порівняно з рибами з умовного контролю.

У м'язах плітки з оз. Кирилівського, навпаки, зареєстровано зниження активності ЛДГ у весняний, літній та осінній періоди відповідно у 1,19, 1,37 та 1,41 раза щодо особин із контрольного озера. Зниження активності ЛДГ у м'язах плітки з оз. Кирилівського протягом дослідного періоду порівняно з рибами з оз. Бабиного свідчить про пригнічення анаеробного розщеплення глюкози. Очевидно, що інтенсивність гліколізу у м'язових тканинах плітки з дослідного озера менша, ніж у риб з оз. Бабиного. Окрім цього показано, що за величиною активності ЛДГ плітка має більшу варіабельність, що надає їй лабільності в екологічно трансформованих умовах існування і фізіологічно відрізняє від окуня річкового.

За змінами активності СДГ можна дійти висновку, що аеробні процеси у зябрах окуня з оз. Кирилівського в літній та осінній періоди пригнічуються. А саме, зареєстровано зниження активності СДГ у зябрах особин з цього озера в літній та осінні періоди в 3,36 та 4,55 раза щодо риб з контрольного озера (рис. 5). Причиною зниження активності СДГ у зябрах окуня з оз. Кирилівського може бути пригнічення аеробного дихання у клітинах токсикантами, які знаходяться у воді [11]. Оскільки за активністю ЛДГ сезоннозалежних змін не виявлено, то очевидно в зябрах окуня основні механізми генерування енергії ускладнені. Не виключено, що це є розвинутою впродовж багатьох років перебування у цій водоймі

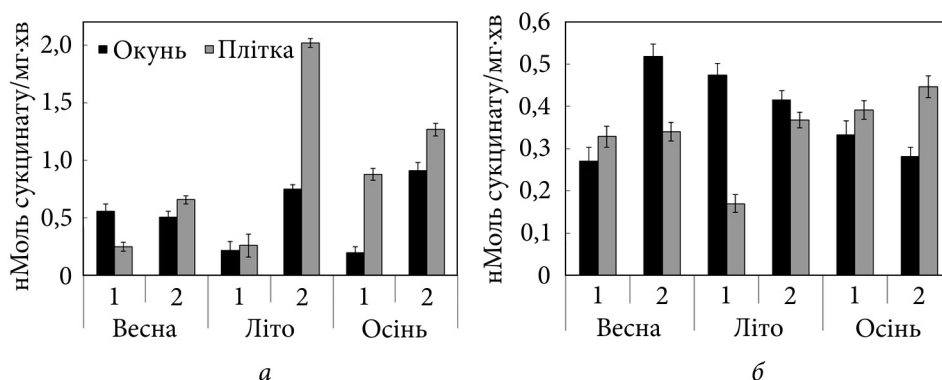


Рис. 6. Активність сукцинатдегідрогенази в зябрах (а) та м'язах (б) риб ($M \pm m$, $n = 5$)

адаптивною реакцією, що дозволяє цьому виду зберігати свої енергетичні ресурси. Аналогічні зміни активності зазначеного ферменту було відмічено у окуня восени 2016 р. на цьому ж озері [37]. Щодо плітки з оз. Бабиного, то активність СДГ у її зябрах влітку становила 2,02 нМоль/мг·хв., що вище за весняні та осінні величини відповідно у 3,10 та 1,60 раза (рис. 6).

Окрім цього, зазначена величина більша за активність СДГ у зябрах плітки із забрудненого озера в 7,76 раза. Подібна закономірність спостерігалась у всі сезони. Значно вища активність СДГ у зябрах плітки з оз. Бабиного порівняно з рибами з оз. Кирилівського може бути свідченням інтенсивного функціонування циклу трикарбонових кислот у зябрах риб влітку. Між активністю СДГ та ЛДГ у плітки (літо та осінь) виявлено зворотну кореляцію ($r = -0,99$ та $r = -0,9928$). На користь цього свідчить значне насичення поверхневих шарів води озера киснем. Це вказує на посилення аеробних окисно-відновних процесів у тканинах зябер риб, які займають пелагіальний шар води в озері. Отримані результати свідчать про значне пригнічення аеробних процесів у зябрах плітки з озера, яке підлягає посиленому антропогенному впливу. Як відомо, оз. Кирилівське в результаті діяльності промисловості забруднюється нафтопродуктами, СПАР, йонами важких металів та біогенними сполуками [9, 11]. Схожі результати були отримані під час досліджень впливу амонійного азоту на карася, коли відбулось зменшення активності СДГ в зябрах карася [30]. Для протидії токсикантам риbam потрібно витратити багато енергії. Найефективнішим способом її генерування є цикл Кребса. Однак не виключено, що в зябрах плітки з цього озера в результаті впливу токсикантів пригнічуються аеробні процеси, внаслідок чого генерується недостатня кількість енергії для забезпечення процесів ізоляції та детоксикації [40]. На противагу плітці, у м'язах окуня з оз. Кирилівського зареєстровано вищу активність СДГ у літній та осінній дослідні періоди. Це, можливо, пояснюється інтенсифікацією аеробних окисно-відновних процесів, що

спричинена значною потребою в енергетичних ресурсах для забезпечення процесів детоксикації. Також не виключено фізіологічні та поведінкові особливості плітки за токсичних умов внаслідок багаторічного пристосування. Отже, функціонування гліколізу та циклу трикарбонових кислот у тканинах риб з обох дослідних озер великою мірою залежить від сили антропогенного впливу, а також йому властива чітка сезонна залежність.

АТФ-азна активність у тканинах риб у багатьох випадках корелює з активністю СДГ, проте все ж зафіксовано низку відмінностей. Так, активність цього ферменту в зябрах окуня з оз. Кирилівського у весняний, літній та осінній періоди була вищою відповідно у 1,79, 1,58 та 1,17 рази щодо цього виду з оз. Бабиного (рис. 7). Встановлено зворотно кореляцію ($r = -0,567$) між активністю СДГ та АТФ-ази у тканинах зябер окуня річкового (літній період) з оз. Кирилівського.

АТФ-азна активність тканин є не менш важливим критерієм при дослідженні енергетичного та йонного обміну тканин риб в умовах токсичного забруднення водойм [39]. Більшою мірою це стосується респіраторних органів, зокрема зябер, оскільки цей орган безпосередньо контактує з водним середовищем [42]. Токсиканти здатні проникати крізь клітинну мембрану, змінювати її плинність, а разом з цим впливати на функціональний стан ліпопротеїдних комплексів, насамперед АТФ-залежних транспортних систем [5]. Також подібну дію можуть чинити йони важких металів, вміст яких високий у дослідній водоймі (див. рис. 1).

При цьому, якщо порівнювати сезонну динаміку, то цей показник у зябрах окуня з оз. Кирилівського знижувався з весни до осені. Підвищення активності АТФ-ази у зябрах окуня з оз. Кирилівського може свідчити про активне проходження обмінних процесів у респіраторному апараті окуня із забрудненого озера. Також цю реакцію можна вважати захисним механізмом протидії підвищеній концентрації токсикантів у воді, в тому числі і йонів важких металів. Очевидно, у зябрових пелюстках за несприятливих умов активно відбувається гідроліз АТФ. Енергія, яка виділяється при цьому, використовується на підтримання йонного балансу.

У плітки з оз. Кирилівського зареєстровано нижчу АТФ-азну активність в зябрах у 2,15 та 1,31 рази відповідно у весняний та літній періоди щодо риб з оз. Бабиного (див. рис. 6). У м'язах риб з обох озер сезонна динаміка АТФ-азної активності виражена не чітко. Проте восени все ж встановлено підвищення активності ферменту в 1,72 та 1,28 рази відповідно у м'язах окуня та плітки з оз. Кирилівського щодо риб з контрольного озера (див. рис. 7). Зниження активності АТФ-ази у плітки (весна, літо) може свідчити про низьку інтенсивність обмінних процесів у зябрах риб із забрудненого озера у ці періоди. Не виключено, що причиною цього може бути зміна проникності мембран клітин внаслідок токсичної дії водного середовища. При цьому пригнічується АТФ-залежна транспортна система мембран клітин зябер [15, 28, 36]. При зниженні активності цього ферменту в зябрах плітки ускладнюються процеси транс-

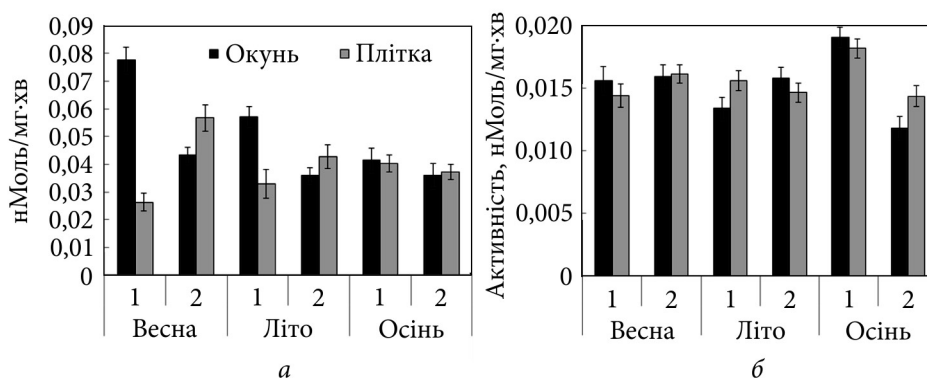


Рис. 7. АТФ-азна активність у зябрах (а) та м'язах (б) риб ($M \pm m$, $n = 5$)

портування йонів калію в клітини, а натрію — з них. Підвищення АТФ-азної активності у м'язах окуня та плітки з оз. Кирилівського восени є свідченням активного функціонування натрій-калієвої помпи мембран м'язових клітин [30]. Ці зміни можуть бути пов'язані з детоксикацією тканин риб, що відбувається із затратою значної кількості енергії. У такий спосіб риби можуть витримувати періоди посиленого антропогенного навантаження та зберігати нормальну життєздатність.

Найбільш доцільно досліджувати стан енергетичного обміну в тканинах риб, а саме функціонування дихального ланцюга мітохондрій, за активністю цитохромоксидази (ЦО) [17]. У зябрах окуня з оз. Кирилівського зареєстровано нижчу активність ЦО в 1,68 та 1,43 рази відповідно у літній та осінній періоди порівняно з особинами з контрольного озера (рис. 8). Нижча активність ЦО у зябрах окуня з оз. Кирилівського у літній та осінній періоди свідчить про пригнічення активності ферментних систем, які забезпечують окиснення субстратів і транспорт електронів дихальним ланцюгом мітохондрій. Це призводить до зниження генерування енергії та використання її клітинами. Відомо, що ЦО — векторний фермент внутрішньої мембрани мітохондрій, що відіграє ключову роль у регуляції швидкості окисного фосфорилування [16, 29, 35]. Низка авторів зазначала, що зниження активності цього ферменту за дії несприятливих чинників у риб відбувається внаслідок обмеження надходження електронів від субстратної ланки дихального ланцюга через цитохром b-c [24]. Тому її використовують як індикатор інтенсивності аеробного окиснення субстратів у тканинах живих організмів [20, 25].

У зябрах плітки з оз. Кирилівського в літній період також відмічено в 1,59 рази нижчу активність ЦО, ніж у риб виду з оз. Бабиного (див. рис. 8). За отриманими даними зміни активності ЦО варто припустити, що за підвищення температури води в літній період у забрудненому озері підвищується негативний ефект токсикантів. Також ці зміни повністю корелюють з активністю СДГ, що є ще одним підтвердженням ускладненого

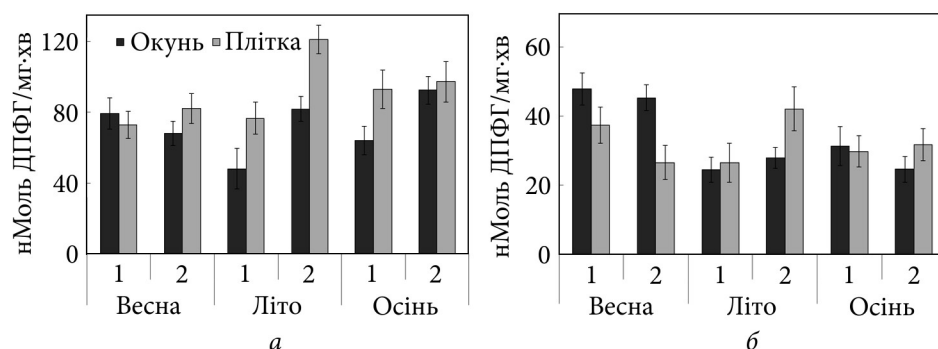


Рис. 8. Активність цитохромоксидази в зябрах (а) та м'язах (б) риб ($M \pm m$, $n = 5$)

функціонування циклу трикарбонових кислот та дихального ланцюга мітохондрій у зябрах риб з оз. Кирилівського [21].

У м'язах плітки зафіксовано вищу активність ЦО у оз. Кирилівському порівняно з рибами з умовного контролю. Можливо, зростання активності ЦО у плітки у весняний період пов'язане з тим, що риби більш вразливі у цей період до дії токсикантів водного середовища.

Влітку встановлено протилежні закономірності, а саме вищу активність ЦО в зябрах плітки з оз. Бабиного. Цей період характеризується стрімким підвищенням середньодобової температури води в озері, що впливає на процеси енергетичного обміну у риб та посилює негативну дію токсикантів. У м'язах окуня істотних змін за активністю ферменту не виявлено. Враховуючи надходження до оз. Кирилівського значної кількості токсичних сполук різної хімічної природи, негативна дія на організм риб посилюється, тим самим блокуючи дихальний ланцюг як піридиннуклеотидів так і флавопротеїдів [25]. Тому використання показника активності цього ферменту є доцільним при дослідженні впливу антропогенних чинників на організм водних тварин, зокрема для пошуку біохімічних маркерів.

У м'язах риб ситуація неоднозначна. Весною зареєстровано в 1,43 раза вищу активність ЦО в м'язах плітки з оз. Кирилівського порівняно з контрольним озером. Це є проявом активації обмінних процесів у м'язах плітки в переднерестовий період. Влітку встановлено протилежні закономірності, а саме вищу активність ЦО в зябрах плітки з оз. Бабиного в 1,61 раза щодо риб з оз. Кирилівського.

Висновки

За результатами проведених досліджень нами було встановлено, що за умов періодичного токсичного забруднення водойми у тканинах окуня та плітки істотно змінюється активність ферментів енергетичного та йонного обміну. При чому, зазначені зміни характеризуються сезонною залежністю. Вміст енергетичних субстратів також змінюється залежно від пори року.

Так показано, що у риб із забрудненої водойми знижується вміст енергетичних субстратів у весняний період, зокрема білків та глікогену, які активно залучені в обмінні процеси. Також встановлено вищу активність ЛДГ у зябрах плітки та нижчу активність цього ферменту у зябрах окуня із забрудненої водойми влітку. Це може свідчити про видову специфічність компенсаторних реакцій у цих риб на розвиток гіпоксичних умов у комплексі з дією токсичного забруднення.

Окрім того, на підвищений вміст токсикантів у досліджуваній водоймі обидва види реагували зниженням активності СДГ у зябрах. Вочевидь, це є свідченням пригнічення аеробних окисних процесів у зябрових тканинах на момент проведення досліджень.

У зябрах окуня та плітки із забрудненого озера встановлено зниження АТФ-азної активності з весни до осені. Це може бути пов'язано з послабленням інтенсивності йонного обміну в респіраторному апараті риб. Не виключено, що зазначені зміни є свідченням протидії токсичному впливу різних сполук.

Підтвердженням негативної дії токсичного забруднення на угруповання досліджуваних риб є також нижча активність цитохромоксидази у тканинах зябер окуня та плітки відповідно у 1,43 та 1,59 раза в літній період порівняно з умовним контролем.

Розвиток адаптивно-компенсаторних процесів у риб забезпечується за рахунок активації процесів гліколізу, посилення йонного обміну, інтенсивного використання білкових та вуглеводних субстратів.

За однакових умов у досліджуваних нами видів встановлено міжвидові сезоннозалежні відмінності у вмісті енергетичних субстратів та активності ферментів. Це пов'язано із специфікою адаптивно-компенсаторних особливостей обмінних процесів за умов токсичного забруднення середовища існування риб.

Отримані дані щодо активності ферментів відображають рівень токсичного забруднення у водоймах, що надає можливість їхнього використання як біоіндикаторів фізіологічного стану природних угруповань фонових видів водойм Києва.

Список використаної літератури

1. Ананьева Т.В., Федоненко О.В. Біохімічні показники тканин та органів окуня та судака з Запорізького водосховища. *Питання біоіндикації та екології. Запорізький нац. університет*. 2010. Т. 15, № 2. С. 223—231.
2. Арсан О.М., Давидов О.А., Дьяченко Т.М. та ін. *Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод*. Київ : Логос, 2006. 406 с.
3. Асатиани В.С. *Нові методи біохімічних досліджень*. Москва : Наука, 1965. 544 с.
4. Булахов В.Л. Біологічне різноманіття України. Дніпропетровська область. Biological diversity of Ukraine. Dnipropetrovsk region. Риби. (Pisces). Дніпропетровськ : Дніпропетр. нац. ун-т. 2008, 304 с.
5. Грубінко В.В.. Інтегральна оцінка токсичного ураження біологічних систем. *Наук. зап. Терноп. нац. ун-ту. Серія. Біологія*. 2005. № 3. С. 111—114.
6. Жежеря В.А., Линник П.М., Зубенко І.В. Вміст та форми металів у озерах системи Опечень (Київ). *Наук. праці УкрНГМІ*. 2016. № 269. С. 70—86.

7. Кривченкова Р.С. Определение активности цитохром оксидазы в митохондриальной суспензии. Современный метод в биохимии. Москва : Медицина, 1977. С. 47—49.
8. Новиков .В., Ласточкина .В., Болдина К.О., Болдина З.Н. Метод изучения качества вод в водоемах. Москва : Медицина, 1991. 400 с.
9. Панасюк І.В., Томільцева А.І., Зуб Л.М., Погорелова Я.В. Якість води у міських водоймах та характер забудови водоохоронних зон (на прикладі озер системи «Опечень», м. Київ). *Екологічна безпека та природокористування*. 2015. Т. 4, № 20. С. 63—69.
10. Прокопук М.С., Погорелова .В. Сезонна динаміка біогенних речовин у водоймах Києва. *Вісн. Запорізьк. нац. ун-ту*. 2017. № 1. С. 161—169.
11. Романенко О.В., Арсан О.М., Кіпніс Л.Д., Ситник .М. Екологічні проблеми водойм Києва та прилеглих територій. Київ : Наук. думка, 2015. 191 с.
12. Руднева И.И. Использование рыб как биоиндикаторов для экологической диагностики водоемов. *Рибне господарство України*. 2006. Т. 42, № 1. С. 20—23.
13. Руднева И.И., Кузьминова Н.С. Изменение некоторых маркеров у видов рыб, живущих в условиях хронического загрязнения. 2011. № 2. С. 8—12.
14. Сергеева Н.Р., Лукьяненко В.И. Общая ихтиотоксикология. Краснодар: Наука, 2008. 159 с.
15. Afsar S., Govind B., Jaiswa D.P. Na⁺ K⁺ ATPase post exposure recovery from Lead intoxicated freshwater fish *Anabas testudineus*. *J. Experimental Sciences*. 2012. Vol. 3, N 8. P. 01—03.
16. Bouchard P., Guderley H. Time course of the response of mitochondria from oxidative muscle during thermal acclimation of rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss*. *J. Experimental Biology*. 2003. Vol. 206 (19). P. 3455—3465. DOI: 10.1242/jeb.00578
17. Bremer K., Moyes C. D. Origins of variation in muscle cytochrome c oxidase activity within and between fish species. *J. Experimental Biology*. 2011. Vol. 214. P. 1888—1895. doi: 10.1242/jeb.053330
18. Cicik B., Engin K. The effects of cadmium on levels of glucose in serum and glycogen reserves in the liver and muscle tissues of *Cyprinus carpio* (L, 1758). *Turkish Journal of Veterinary and Animal Sciences*. 2005. Vol. 29. P. 113—117.
19. de La Torre E.R., Ferrari L.L., Salibi n A. Biomarkers of a native fish species (*Cnesterodon decemmaculatus*) application to the water toxicity assessment of aperi-urbanpolluted river of Argentina. *Chemosphere*. 2005. Vol. 59, N 4. P. 577—583. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2004.12.039
20. Dugga A.T., Kocha K.M., Mon C.T. et al. Coordination of cytochrome c oxidase gene expression in the remodelling of skeletal muscle. *J. Experimental Biology*. 2011. Vol. 214. P. 1880—1887. DOI: 10.1242/jeb.053322
21. Emertli N.V., Rusinova O.S. The activity of enzymes of the main pathways of carbohydrate oxidation in fish tissues. *Hydrobiol. J.* 2011. Vol. 37, N 1. P. 79—86.
22. Fernandes C., Fontannhas-Fernandes A., Rocha E., Salgado M.A. Monitoring pollution in Esmorzi-Paramos lagoon, Portugal: liver histological and biochemical effects in *Liza sapiens*. *Environmental Monitoring and Assessment* 2008. Vol. 145. P. 315—322. DOI: 10.1007/s10661-007-0041-4
23. Fiske C.H., Subbarow Y.J. The colorimetric estimation of phosphorous. *Biol. Chem.* 1925. Vol. 66. P. 375.
24. Forgan L.G., Forster M.E. Oxygen dependence of metabolism and cellular adaptation in vertebrate muscles: a review. *J. Comparative Physiology B. Biochemical, Systemic, and Environmental Physiology*. 2012. Vol. 182, N 2. P. 177—188. DOI: 10.1007/s00360-011-0616-9
25. Goolish E.M. Aerobic and anaerobic scaling in fish. *Biological Reviews*. 1991. Vol. 66. P. 33—56.
26. Hochachka P.W., Somero G.N. Biochemical adaptation: Mechanism and process in physiological evolution. New York : Oxford University Press, 2002.

27. Hori T.S.F., Avilez I.M., Inoue L.A., Moraes G. Metabolical changes induced by chronic phenol exposure in matrinxá *Brycon cephalus* (teleostei: characidae) juveniles. *Comparative Biochemical Physiology*. 2006. Vol. 143, N 1. P. 67—72. DOI: org/10.1016/j.cbpc.2005.12.004
28. Hylland P., Milton S., Pek M. et al. Brain Na⁺/K⁺-ATPase activity in two anoxia-tolerant vertebrates: Crucian carp and freshwater turtle. *Neurosci. Dev.* 1997. Vol. 73. P. 117—123. DOI: 10.1016/s0304-3940(97)00727-1
29. Ivanskaya N.N., Antoneeva I.I. The activity of succinate dehydrogenase and cytochrome oxidase in the liver of rats during acute circulatory hypoxia. *Basic Research*. 2004. Vol. 4. P. 67—68.
30. Kovalenko Yu.O. Physiological and biochemical peculiarities of crucian carp adaptation to water bodies pollution by ammonia nitrogen. *Hydrobiol. J.* 2019. Vol. 55, N 3. P. 59—66.
31. Krot Yu. G., Medovnyk D.V., Prychepa M.V. Peculiarities of physiological adaptation in fishes of small rivers of the urbanized territories. *Ibid.* 2019. Vol. 55, № 1. P. 55—57. DOI: 10.1615/HydrobJ.v55.i1.50
32. Lavado R., Urena R., Martin-Skilton R. et al. The combined use of chemical and biochemical markers to assess water quality along the Ebro River. *J. Environ. Pollution*. 2006. Vol. 139. P. 330—339. DOI: 10.1016/j.envpol.2005.05.003
33. Lowry O.H., Rosebrough N.J., Farr A.L., Randall R.J. Protein measurement with Folin phenol reagent. *J. Biological Chemistry*, 1951. Vol. 193. P. 265—275
34. Martseniuk V.M., Potrokhov A.S., Zinkovskyi O.G., Prichepa M.V. Physiological-biochemical status of perch and roach in conditions of excessive anthropogenic pressure on the body of water. *Fischeries Science of Ukraine*. 2017. Vol. 4, N 42. P. 99—111. DOI: 10.15407/fsu2017.04.099
35. Montecucco C., Schiavo G., Bacci B., Bisson R. Isolation and characterization of cytochrome c oxidase from bird and fish heart mitochondria. *J. Comparative Biochemical and Physiology B*. 1997. Vol. 87, N 4. P. 851—856. DOI: 10.1016/0305-0491(87)90401-9
36. Parvez S., Sayeed L., Raisuddin S. Decreased gill ATPase activities in the freshwater fish *Channa punctata* (Bloch) exposed to a diluted paper mill effluent. *Ecotoxicol. Environ. Safety*. 2006. Vol. 65, P. 62—66. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2005.07.010
37. Prychepa M.V., Potrokhov O.S., Zin'kovskiy O.G. Peculiarities of biochemical response of fish to anthropogenic load under conditions of urbanization. *Hydrobiol. J.* 2019. Vol. 55, N 3. P. 44—52. DOI: 10.1615/HydrobJ.v55.i3.50
38. Rajamanickam V., Muthuswamy N. Effect of metals induced toxicity on metabolic biomarkers in common carp (*Cyprinus carpio* L.). *Intern. J. Sci. Tech.* 2008. Vol. 2, N 1. P. 192—200.
39. Reddy A.N., Venugopal N.B., Reddy S.L. Effect of endosulfan 35 EC on ATPases in the tissues of a freshwater field crab *B. querini*. *Bull. Environ Contam. Toxicol.* 1992. Vol. 48. P. 216—220.
40. Trirumalavan R. Effect of cadmium on biochemical parameters in fresh water fish, *Oreochromis mossambicus*. *Asian J. Sci. Technol.* 2010. Vol. 5. P. 100—104.
41. Van der Oost R., Goksoyr A., Celander M. et al. Biomonitoring of aquatic pollution with feral eel (*Anguilla anguilla*). II Biomarkers: pollution-induced biochemical responses. *Aquat. Toxicol.* 1996. Vol. 36. P. 189—222.
42. Varadarajan R., Sankar H.H.S., Jose J., Philip B. Sublethal effects of phenolic compounds on biochemical, histological and ionoregulatory parameters in a tropical teleost fish *Oreochromis mossambicus* (Peters). *Ecu. J. Sci. Res. Pub.* 2014. Vol. 4, N 3. P. 1—12.
43. Vatukuru S. Acute effects of hexavalent chromium on survival, oxygen consumption, hematological parameters and some biochemical profiles of the Indian major carp. *Labeo rohita*. *International Journal of Environment Research Public Health*, 2005. Vol. 2. P. 456—462. DOI: 10.3390/ijerph2005030010

44. Yakushin V.M., Potrokhov A.S., Zinkovskiy O.G. et al. Bacteria numbers and proteolytic activity in the water of the lake located within the urban territory. *Hydrobiol. J.* 2015. Vol. 5, N 3. P. 77—86.

45. Yang B., Dou M., Hia R., Kuo Yi-M et al. Effects of hydrological alteration on fish population structure and habitat in river system: A case study in the mid-downstream of the Hanjiang River in China. *Global ecology and Conservation.* 2020. Vol 23. P. 1—22.

Надійшла 06.09. 2022

V.M. *Martseniuk*, PhD (Biol.), Junior Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Geroiv Stalingrada prosp., 12, Kyiv, 04210, Ukraine
wmarzenuk@gmail.com
ORCID 0000-0002-9998-0445

M.V. *Prychepa*, PhD, (Biol), Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Geroiv Stalingrada prosp., 12, Kyiv, 04210, Ukraine
ORCID 0002-3114-2402

O.M. *Marenkov*, PhD (Biol.), Ass.Prof.,
Oles Honchar Dnipro National University
Gagarina prosp., 72, Dnipro, 49010, Ukraine
ORCID 0000-0002-3456-2496

CHANGES OF ACTIVITY OF ENERGY AND ION EXCHANGE ENZYMES, THE CONTENT OF ENERGY SUBSTRATES IN THE TISSUES OF *PERCA FLUVIATILIS* (LINNAEUS, 1758) AND *RUTILUS RUTILUS* (LINNAEUS, 1758) TISSUES UNDER CONDITIONS OF TOXIC WATER POLLUTION

The effect of toxic pollution on changes in the activity of energy and ion exchange enzymes in gossip and perch tissues is considered. Significant changes in the content of energy substrates in the tissues of the liver, gills and muscles of perch and roach were established depending on the season and toxic load. It was shown that the amount of glycogen in the perch liver from the polluted lake (Kyrylivske) is lower than that of individuals from the control lake (Babinoe). Also, a lower activity of SDH in the tissues of the muscles and gossip gills has been established. Similar patterns were shown for perch. Gossip showed higher LDH activity in muscle tissues, which was indicative of the involvement of glycolysis. In turn, opposite changes in the activity of this enzyme were found in perch muscle tissue. It should be noted that gossip was characterized by greater variability in the activity of the studied enzymes. This indicates the species specificity of the metabolic reactions of the studied fish to counteract toxic pollution. It was found that in the tissues of perch gills, the activity of adenosine triphosphatase increased by 1.77—1.79 times. In contrast, gossip was found to have a decrease in activity. This confirms the thesis about interspecies differences in the regulation of metabolic processes in the event of a toxic effect on their body, as well as an increase or decrease in ion exchange. Reducing the activity of cytochrome oxidase in the tissues of the gills by 1.43—1.68 times. This indicates the inhibition of enzymatic systems that ensure the oxidation of substrates and electron transport. This leads to a decrease in energy generation and its use by cells. The results obtained make it possible to carry out monitoring studies of natural groups of native fish in order to identify potential pollutants, based on changes in the activity of energy metabolism enzymes.

Key words: fish, enzyme activity, toxic pollution, adaptive reactions, biomonitoring.

УДК 639.215.09:577.112:612.1

І.М. КУРБАТОВА, д. б. н., доц.,
Національний університет біоресурсів і природокористування України,
вул. Героїв Оборони, 15, Київ, 03041, Україна
e-mail: innakurbatova@ukr.net
ORCID 0000-0002-7333-7371

М.О. ЗАХАРЕНКО, д. б. н., проф., чл.-кор. НААН,
Національний університет біоресурсів і природокористування України,
вул. Героїв Оборони, 15, Київ, 03041, Україна
e-mail: sangin1996@ukr.net
ORCID 0000-0001-7055-9086

О.С. ЯРЕМЧУК, д. с-г. н., проф.,
Вінницький національний аграрний університет,
вул. Сонячна, 3, Вінниця, 21008, Україна
e-mail: office@vsau.org
ORCID 0000-0002-3283-6107

Е.Е. РОМАНОВА, аспірант,
Національний університет біоресурсів і природокористування України,
вул. Героїв Оборони, 15, Київ, 03041, Україна
e-mail: romanova_ella@ukr.net
ORCID 0000-0002-2624-2513

ФРАКЦІЙНИЙ СКЛАД БІЛКІВ ПЛАЗМИ КРОВІ КОРОПА (*CYPRINUS CARPIO L.*) ЗА ДІЇ АЛІФАТИЧНИХ АМІНІВ

*Досліджено вплив різної концентрації метиламіну та пропіламіну у воді на вміст та фракційний склад білків плазми крові коропа (*Cyprinus carpio L.*). Метиламін за концентрації у воді 0,009 мг/дм³ підвищував, а у дозі 0,005 і 0,007 мг/дм³, як і пропіламін за концентрації 0,04, 0,06 і 0,08 мг/дм³, не впливав на вміст загального білка в плазмі крові дворічок коропа. Виявлено, що основними в плазмі крові коропа є білки з молекулярною масою 52—54, 68—72 і 90 кДа, а вміст протеїнів з іншою молекулярною масою 35, 80, 100, 150—170, 340 і 900 кДа значно нижчий.*

У риб, що перебували у воді з різною концентрацією метиламіну протягом 72 год, в плазмі крові підвищувався вміст білків з молекулярною масою 25, 90 і 100 кДа та знижувався рівень протеїнів, розміщених у зонах 35—52, 150—170 і 180—190 кДа, а інших — не змінювався. Виявлені зміни фракційного складу білків плазми крові коропа за дії пропіламіну залежать від його концентрації у воді і характеризуються підвищеним вмістом протеїнів з молекулярною масою 90 і 100 кДа та пониженим рівнем білків, які відносяться до зон 150—170 і 180—190 кДа, за сталих значень

Ц и т у в а н н я: Курбатова І.М., Захаренко М.О., Яремчук О.С., Романова Е.Е. Фракційний склад білків плазми крові коропа (*Cyprinus carpio L.*) за дії аліфатичних амінів. *Гідробіол. журн.* 2023. Т. 59. № 1. С. 91—102.

вмісту протеїнів інших фракцій. Зроблено висновок про вплив незначної концентрації метиламіну і пропіламіну у воді на білковий спектр плазми крові риб.

Ключові слова: коропа, плазма крові, білки, метиламін, пропіламін.

Аміни — органічні сполуки, які містять у складі молекули одну або декілька аміногруп і утворюються при взаємодії вуглеводнів з аміаком, або в біологічних системах у процесах декарбоксілювання амінокислот, перетворенні пептидів та білків. В організмі тварин біогенні аміни проявляють регуляторні, пластичні та стимулюючі функції [9, 10]. Широке використання амінів у промисловості при виробництві синтетичних полімерів, барвників, пестицидів, косметичних засобів та лікарських препаратів призводить до їхнього потрапляння у виробничі стоки підприємств та у природні водойми [12, 20, 23]. Джерелами амінів у воді також можуть бути білки та азотовмісні органічні речовини, в результаті деградації яких утворюється значна кількість токсичних сполук [24]. Найбільшу небезпеку для людей становлять нижчі аліфатичні аміни, які здатні подразнювати шкіру, слизові оболонки очей та органів дихання, а продукти їхнього перетворення нітросоаміни мають канцерогенні властивості [15, 21]. Нітросоаміни та галоаценітрили утворюються також із амінів при знезараженні води дезінфікуючими засобами [10, 16, 25]. Останнім часом особливе занепокоєння викликають знайдені у воді диметиламін, диетиламін, морфолін і ди-N-бутиламін, які можуть бути попередниками низки нітрососполук [21, 25]. Аліфатичні аміни, будучи низькомолекулярними речовинами, важко піддаються деградації при очищенні води, тому здатні потрапляти в організм людей, викликаючи порушення різноманітних біохімічних процесів у тканинах [5, 22].

Дію аліфатичних амінів в організмі тварин пов'язують із негативним впливом на нервову і серцево-судинну систему, окисно-відновні процеси в тканинах, активність ензимів крові та печінки [4, 15].

Встановлено пригнічення етил- та пропіламіном окислювального фосфорилування в мітохондріях печінки, зміну активності ряду ензимів ПОЛ, вмісту цитохромів P450 і b5 в мікросомальній фракції гепатоцитів щурів [4, 8]. Механізм впливу аліфатичних амінів на фізіологічні функції і метаболічні процеси у теплокровних тварин досліджено досить детально, тоді як у прісноводних гідробіонтів, зокрема у риб, він до кінця не з'ясований. Останнім часом значно зросла кількість досліджень з вивчення токсичного впливу різних аліфатичних амінів на організм прісноводних риб [5, 15]. Доведено негативний вплив аліфатичних амінів на гематологічні показники та активність ряду ензимів у коропа (*Cyprinus carpio* L.) [7].

Однак одержані результати досліджень не дають можливості остаточно встановити молекулярні механізми токсичної дії нижчих аліфатичних амінів на риб, що спонукає до подальшого накопичення експериментального матеріалу із вказаної проблеми.

Мета роботи — дослідити вплив різних концентрацій метиламіну та пропіламіну у воді акваріума на загальний вміст та фракційний склад білків плазми крові дворічок коропа (*Cyprinus carpio* L.).

Матеріал і методика досліджень

Експерименти з впливу метиламіну та пропіламіну на загальний вміст та фракційний склад білків плазми крові риб виконано на коропах дворічного віку (*Cyprinus carpio* L.), живою масою 470—520 г. У першому експерименті досліджували вплив метиламіну у різній концентрації у воді на загальний вміст та білковий спектр плазми крові риб. Перед експериментом риб протягом двох діб витримували у воді акваріума об'ємом 200 дм³. Після цього риб по дві особини поміщали в акваріум об'ємом 40 дм³ води та витримували їх 72 год. Перед посадкою риб у воду акваріумів вносили метиламін, досягаючи концентрації 0,005 (перша), 0,007 (друга) і 0,009 мг/дм³ (третья дослідна група). Під час експерименту риб дослідних груп не годували та спостерігали за їхньою поведінкою, руховою активністю, контролюючи кількість дихальних рухів. Риб контрольної групи утримували в акваріумі об'ємом 40 дм³ без метиламіну у воді.

У другому експерименті досліджували вплив пропіламіну на загальний вміст та білковий спектр плазми крові дворічок коропа. Пропіламін у воду акваріумів додавали у кількості, щоб його концентрація становила 0,04 (перша), 0,06 (друга) і 0,08 мг/дм³ (третья дослідна група). Тривалість дослідів становила 72 год. Риб контрольної групи утримували у воді без додавання пропіламіну. Під час експериментів у воді акваріумів підтримували оптимальні значення температури (18,5—20,2 °С), концентрацію кисню (6,4—7,0 мг О₂/дм³) та величину рН (7,6).

Перед завершенням кожної серії експерименту у риб контрольної та дослідних груп відбирали кров із серця, з якої одержували плазму шляхом центрифугування зразків при 3500 об/хв. протягом 15 хв.

У плазмі крові риб контрольної та дослідних груп визначали загальний вміст білка за методом, описаним у [14]. Фракційний склад білків плазми крові риб досліджували за допомогою вертикального гель-електрофорезу, використовуючи ПААГ з градієнтом концентрації 7—18 % з додаванням додецилсульфату натрію [19]. Одержані гелі фіксували сумішшю метанолу, формальдегіду і води у співвідношенні 6 : 1 : 7. Окремі фракції білків на гелях виявляли шляхом їхнього фарбування 0,1 %-вим розчином Кумасі R-250 (Serva, Швеція). Зафарбовані гелі відмивали розчином 7 %-вої оцтової кислоти при температурі 100 °С.

Виявлені фракції білків плазми крові риб ідентифікували за стандартними білками-маркерами (25—900 кДа) фірми «Thermo Bioscience» (Англія). Кількісну оцінку білкових зон здійснювали за допомогою гелі-сканера HP SJ 550С («Hewlett-Packard», США), використовуючи спеціальну комп'ютерну програму (Densito Analyse) [11].

Одержані результати оброблено статистично [6, 17] з використанням комп'ютерної техніки та програмного забезпечення в MS Excel.

Результати досліджень

Дослідженнями встановлено, що нижчі аліфатичні аміни метиламін і пропіламін змінюють фракційний склад білків у плазмі крові дворічок коропа, а їхній вплив залежить від концентрації цих ксенобіотиків у воді (табл. 1—3). Встановлено, що метиламін за концентрації у воді 0,009 мг/дм³ (третья дослідна група) викликав підвищення загального вмісту білка в плазмі крові риб на 21,3 % порівняно з контролем, тоді як за дози 0,005 і 0,007 мг/дм³ не впливав на цей показник у коропів відповідно першої і другої дослідних груп (див. табл. 1). Загальний вміст білка в плазмі крові риб третьої дослідної групи залишався також на 24 % вищим, ніж у першій.

Відомо, що із подовженням радикала в молекулі аліфатичних амінів їхні токсичні властивості знижуються [15]. Ймовірно, цим можна пояснити відсутність достовірних змін вмісту загального білка в плазмі крові риб дослідних груп порівняно з контролем під впливом пропіламіну на відміну від метиламіну. Причому підвищення концентрації пропіламіну у воді з 0,04 мг/дм³ у коропів першої дослідної групи до 0,06 і 0,08 мг/дм³ відповідно для риб другої і третьої дослідних груп не впливало на вміст загального білка в плазмі крові (див. табл. 1).

Отже, не дивлячись на те, що аліфатичні аміни впливають на біосинтетичні процеси в тканинах риб, значних змін вмісту загального білка у плазмі крові коропів під дією метиламіну і пропіламіну не встановлено. Це, ймовірно, пов'язано з низькою концентрацією їх у воді та нетривалою дією цих ксенобіотиків на риб. Слід також зазначити, що вміст білка в плазмі крові риб контрольної і дослідних груп як за дії метиламіну, так і пропіламіну знаходився в межах фізіологічних значень даного показника у коропових риб [1].

Аналіз фракційного складу білків плазми крові коропів показав, що молекулярна маса виявлених електрофорезом в ПААГ протеїнів змінюється від 25 до 900 кДа і більше (див. табл. 2). У плазмі крові коропів найбільшу кількість становлять білки з молекулярною масою 25 кДа (зона N), 68—72 кДа (зона H), 90 кДа (зона F), 52—54 кДа (зона J), 340 кДа

Таблиця 1
Вміст загального білка в плазмі крові риб за дії аліфатичних амінів (г/л),
 $M \pm m, n = 5$

Групи	Аміни	
	метиламін	пропіламін
Контрольна	26,43±1,94	31,83±0,96
Дослідна 1	24,57±1,35	37,00±3,26
Дослідна 2	27,57±1,78	30,00±6,69
Дослідна 3	30,47±1,09***	29,63±2,13

* Різниця вірогідна ($p \leq 0,05$) порівняно з контролем; ** порівняно з першою дослідною групою.

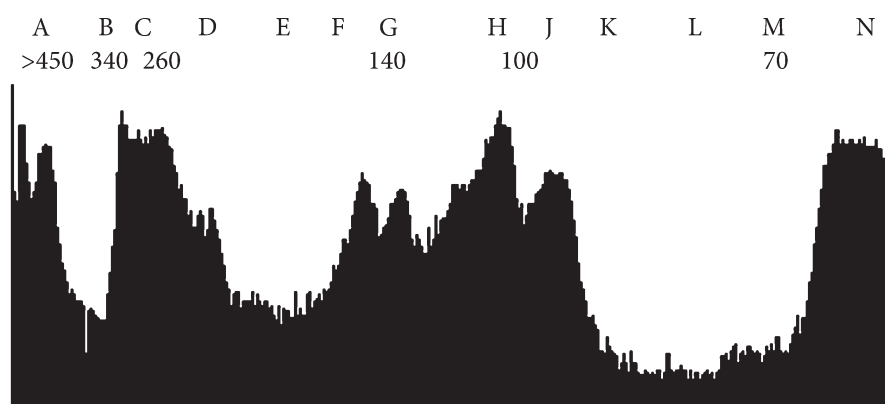


Рисунок. Електрофореграма білків плазми крові дворічок коропа

(зона В), 100 кДа (зона Е) і 150—170 кДа (зона Д). Вміст білків інших фракцій (зони — А, С, К, L, М) у плазмі крові риб виявився значно нижчим (рисунок, табл. 2).

Показано, що за незначної концентрації у воді 0,005 мг/дм³ метиламін практично не впливав на фракційний склад білків плазми крові риб першої дослідної групи, за виключенням протеїнів з молекулярною масою 80 кДа (зона G), вміст яких підвищився в 1,39 раза порівняно з контролем (див. табл. 2). Оскільки у риб першої дослідної групи метиламін не впливав на білковий спектр плазми крові, можна зробити висновок про здатність дворічок коропа адаптуватись до низької концентрації даного ксенобіотика у воді за його нетривалого впливу.

Підвищення концентрації метиламіну до 0,007 мг/дм³ у воді, в якій утримували коропів другої дослідної групи, змінювало білковий спектр плазми крові, про що свідчить зростання вмісту білків з молекулярною масою 80 кДа (зона G) у 1,49 раза та зниження рівня протеїнів з молекулярною масою 68—72 кДа (зона H) у 1,34 раза і 52—54 кДа (зона J) — у 1,23 раза порівняно з контролем (див. табл. 2). Порівняння фракційного складу білків плазми крові риб першої і другої дослідних груп, яких утримували в акваріумах з різною концентрацією метиламіну у воді, значних відмінностей за вмістом як високомолекулярних протеїнів, так і білків з низькою молекулярною масою не виявило.

Це, ймовірно, пояснюється незначною різницею у концентрації ксенобіотика у воді. У плазмі крові риб другої дослідної групи встановлено лише підвищення вмісту білків з молекулярною масою 180—190 кДа (зона С) і 35—52 кДа (зона К) відповідно у 1,4 і 1,5 раза порівняно з аналогічними показниками у коропів першої дослідної групи (див. табл. 2). Виявлені зміни рівня білкових фракцій у плазмі крові риб другої дослідної групи порівняно з контролем, а також з першою дослідною групою за сталих значень його загального вмісту є результатом впливу даного

ксенобіотика на електрофоретичну рухливість окремих протеїнів і не пов'язані із біосинтезом білка в гепатопанкреасі коропів.

Підвищення концентрації метиламіну до 0,009 мг/дм³ у воді акваріума, в якій утримували рибу третьої дослідної групи, збільшувало у плазмі крові коропів вміст білків з молекулярною масою 80 кДа (зона G) у 1,49 раза, знижувало вміст білків з молекулярною масою 170—150 кДа (зона Д) у 1,3 раза і не впливало на вміст білків інших фракцій порівняно з аналогічними показниками у контрольній групі (див. табл. 2). Встановлено також деякі зміни фракційного складу білків плазми крові у рибу третьої дослідної групи порівняно з аналогічними даними у коропів першої дослідної групи. Вони стосуються вмісту білків з молекулярною масою 180—190 кДа (зона С) і 900 кДа (зона А), рівень яких зростав відповідно у 1,7 і 1,2 раза (див. табл. 2).

Деякі відмінності у фракційному складі білків плазми крові зареєстровано між коропами третьої і другої дослідної групи, що є наслідком підвищення концентрації метиламіну у воді акваріума. У плазмі крові рибу третьої дослідної групи порівняно з другою встановлено вищий рівень білків з молекулярною масою 900 і 340 кДа (зони А і В) — відповідно у 1,15 і 1,2 раза, але нижчу кількість білків з молекулярною масою 150—170 кДа (зони D) — у 1,4 раза (див. табл. 2).

Таблиця 2

Фракційний склад білків у плазмі крові рибу за дії метиламіну (%), $M \pm m$, $n = 4$

Білкові зони	Молекулярна маса, кДа	Групи			
		контрольна	дослідна 1	дослідна 2	дослідна 3
A	900	2,01±0,22	1,80±0,07	1,81±0,12	2,08±0,04***
B	340	8,53±0,95	6,78±0,86	7,24±0,12	8,39±0,48***
C	190—180	2,53±0,26	1,86±0,24	2,61±0,13**	3,08±0,32**
D	170—150	3,90±0,25	4,02±0,70	4,10±0,45	2,99±0,22***
E	100	4,80±1,56	4,10±0,88	4,44±0,25	4,11±0,28
F	90	10,52±1,02	11,35±0,61	13,01±0,84	11,11±0,61
G	80	5,48±0,50	7,60±0,51*	8,18±0,51*	8,16±0,30*
H	72—68	16,16±1,21	16,68±1,11	12,01±0,29*	13,97±0,74
J	54—52	10,00±0,52	9,11±1,18	8,52±0,21*	9,40±0,30
K	—	3,67±0,28	2,88±0,31	4,35±0,45**	3,86±0,62
L	—	3,60±0,50	2,96±0,14	3,16±0,31	3,21±0,33
M	35	0,85±0,11	0,72±0,05	0,87±0,07**	0,83±0,04
N	25	27,94±2,09	30,13±1,99	29,71±1,39	28,82±1,23

Тут і в табл. 3: * різниця достовірна ($p \leq 0,05$) порівняно з контролем; ** порівняно з першою дослідною групою; *** порівняно з другою дослідною групою.

Отже, проведеними дослідженнями встановлено, що метиламін за незначної концентрації і нетривалої дії практично не впливає на фракційний склад білків плазми крові дворічок коропа, а його дія посилюється зі збільшенням дози даного ксенобіотика у воді.

Показано, що витримування коропів впродовж 72 год у воді акваріума з різною концентрацією пропіламіну також впливало на фракційний склад білків плазми крові, що пов'язано зі зміною електрофоретичної рухливості протеїнів та дією даного ксенобіотика на процеси метаболізму у риб [18].

Встановлено, що в плазмі крові риб, навіть за нетривалого перебування у воді з пропіламіном, концентрація якого становила 0,04 мг/дм³ (перша дослідна група), підвищується вміст протеїнів з молекулярною масою 25 кДа (зона N) і 90 кДа (зона F) відповідно у 1,2 і 1,4 раза та знижується рівень білків з молекулярною масою 180—190 кДа (зона C) у 1,8 раза і 52—35 кДа (зона L) — у 1,7 раза порівняно з контролем (табл. 3). Однак, не дивлячись на встановлені зміни фракційного складу білків, більшість білкових фракцій у плазмі крові коропів першої дослідної групи за вмістом не відрізнялась від аналогічних показників контрольної групи, що, ймовірно, свідчить про їхню здатність адаптуватись до низького рівня даного ксенобіотика у воді за його нетривалого впливу.

У коропів другої дослідної групи, які перебували у воді з концентрацією пропіламіну 0,06 мг/дм³ впродовж 72 год, фракційний склад білків плазми крові зазнав більш виражених змін і характеризувався підвищен-

Таблиця 3

Фракційний склад білків у плазмі крові риб за дії пропіламіну (%), $M \pm m$, $n = 4$

Білкові зони	Молекулярна маса, кДа	Групи			
		контрольна	дослідна 1	дослідна 2	дослідна 3
A	900	1,94±0,20	2,18±0,04	2,16±0,15	1,93±0,18
B	340	7,49±1,08	7,77±0,11	7,19±0,33	7,28±0,57
C	190—180	4,40±0,12	2,43±0,14*	2,62±0,16*	2,78±0,26*
D	170—150	5,79±0,37	5,41±0,16	4,32±0,28***	4,02±0,35***
E	100	3,68±0,38	3,88±0,50	3,20±2,14	4,75±0,40*
F	90	9,61±0,70	13,35±0,96*	12,56±0,63*	13,19±0,71*
G	80	10,61±6,42	6,70±0,35	7,00±0,09	10,47±6,11
H	72—68	14,27±0,67	13,11±1,18	18,64±0,58***	14,02±1,01***
J	54—52	8,60±0,61	8,85±0,24	9,16±0,35	9,28±0,67
K	—	2,96±0,29	3,38±0,20	3,46±0,22	3,30±0,22
L	—	6,37±0,67	3,70±0,38*	3,44±0,27*	3,44±0,34
M	35	0,79±0,08	0,90±0,03	0,91±0,06	0,88±0,07
N	25	23,48±0,77	28,32±0,44*	25,35±1,20	24,66±1,59

ним вмістом протеїнів з молекулярною масою 68—72 і 90 кДа (зони Н і F) — відповідно у 1,3 і 1,3 раза, а також нижчим рівнем білків з молекулярною масою 52—35 кДа (зона L) — у 1,8 раза, 150—170 кДа (зона D) — у 1,7 раза і 180—190 кДа (зона С) — у 1,7 раза порівняно з контролем (див. табл. 3). Слід також зазначити, що підвищення концентрації пропіламіну у воді для риб другої дослідної групи до 0,06 мг/дм³, порівняно з першою, сприяло підвищенню в плазмі крові риб білків з молекулярною масою 68—72 кДа (зона Н) у 1,4 раза і зниженню — з молекулярною масою 150—170 кДа (зона D) — відповідно у 1,2 раза.

Одержані дані свідчать про те, що з підвищенням концентрації пропіламіну у воді його вплив на фракційний склад білків плазми крові риб посилюється, але незначним чином, що, ймовірно, пов'язано з невеликою різницею в кількості даного ксенобіотика у воді.

Цей висновок підтверджено результатами досліджень білкового спектру плазми крові дворічок коропа третьої дослідної групи. Подальше підвищення концентрації пропіламіну до 0,08 мг/дм³ у воді акваріума, в якому утримували коропів третьої дослідної групи, також не викликало значних змін у фракційному складі білків плазми крові. Однак у плазмі крові риб вказаної групи порівняно з контролем вміст протеїнів з молекулярною масою 150—170 і 180—190 кДа (зони D і С) виявився нижчим відповідно у 1,6 і 1,4 раза, а рівень протеїнів з молекулярною масою 100 і 90 кДа (зони E і F) — вищим відповідно у 1,3 і 1,4 раза (див. табл. 3). У коропів третьої дослідної групи встановлено незначне зменшення вмісту білків з молекулярною масою 150—170 кДа (зона D) — у 1,3 раза і 25 кДа (зона N) — у 1,15 раза порівняно з першою дослідною групою, а також 72—68 кДа (зона H) — у 1,3 раза порівняно з другою дослідною групою (див. табл. 3). Вміст білків інших низько- і високомолекулярних фракцій у плазмі крові коропів третьої дослідної групи не відрізнявся від контролю, а також аналогічних показників у риб першої і другої дослідної групи.

Отже, дослідженнями встановлено вплив пропіламіну на фракційний склад білків плазми крові дворічок коропа. Однак за незначної концентрації у воді і нетривалого впливу дворічки коропа здатні адаптуватися до негативного впливу даного ксенобіотика, що викликає зміну рівня протеїнів окремих фракцій за рахунок його впливу на електрофоретичну рухливість протеїнів.

Обговорення результатів досліджень

Ксенобіотики антропогенного походження, потрапляючи у воду, здатні впливати на фізіологічні функції та біохімічні процеси в організмі гідробіонтів, більшість із яких використовують в якості тестів при оцінці екологічного стану водойм [2]. Насамперед це стосується морфометричних ознак риб, морфологічного складу крові, показників метаболізму, а також білкового спектру плазми крові. Встановлено вплив сульфаніламідних препаратів, окремих антибіотиків, антигельмінтиків та гормонів на фракційний склад білків плазми крові, що дало можливість запропонувати цей показник в біотестуванні природних водойм [2]. До числа

широко розповсюджених ксенобіотиків води відносять також і значну кількість нижчих аліфатичних амінів, особливо метиламін та пропіламін. Їхній вплив на гідробіонтів обумовлений токсичними властивостями цих сполук і залежить від їхньої концентрації у воді, здатності дисоціювати у водному середовищі на іони, проникати в організм риб, впливати на кровотворні органи та білкові структури шляхом взаємодії з вільними карбоксильними групами залишків амінокислот в молекулі білків, внаслідок чого змінюється заряд білкової молекули [18]. Зміна заряду білкової молекули впливає на її електрофоретичну рухливість в електричному полі, що і викликає зміну фракційного складу білків плазми крові у дворічок коропа під дією метиламіну та пропіламіну (див. табл. 2, 3). Слід зазначити, що вплив даних ксенобіотиків на фракційний склад білків плазми крові риб залежав від їхньої концентрації у воді акваріума. До низької концентрації метиламіну та пропіламіну у воді за нетривалого впливу дворічки коропа здатні адаптуватись, змінюючи окремі ферментативні процеси, які лежать в основі пристосувальних реакцій в організмі риб. Це в першу чергу стосується процесів детоксикації досліджуваних ксенобіотиків, у яких задіяні цитохроми P-450 і b5, а також низка ферментів — каталаза і пероксидаза крові та супероксиддисмутаза гепатопанкреаса риб [3, 4]. Можливо з цим механізмом пов'язаний той факт, що у плазмі крові риб першої дослідної груп за незначної концентрації метиламіну у воді встановлено зміни тільки однієї фракції білків, в той час як у коропів другої дослідної групи — шести, а у третьої — п'яти білкових фракцій із 13 виявлених. За високої концентрації у воді метиламін впливає не тільки на електрофоретичну рухливість білків плазми крові, але й на біосинтез білка у гепатопанкреасі риб, про що свідчить збільшення його вмісту у плазмі крові риб третьої дослідної групи.

Оскільки токсичні властивості аліфатичних амінів пов'язані із видом радикала і значно знижуються із збільшенням його молекулярної маси [13], ймовірно, це виявилось визначальним фактором щодо менш значного впливу пропіламіну як на загальний вміст, так і на фракційний склад білків плазми дворічок коропа порівняно з дією метиламіну, незважаючи на збільшення його концентрації у воді акваріума у більш ніж у 10 разів. Підтвердженням цього є результати досліджень вмісту загального білка в плазмі крові дворічок коропа третьої дослідної групи, який зростав на 21,3 % порівняно з контролем, а за нижчої концентрації — не змінювався, як і за впливу пропіламіну (див. табл. 1).

Вплив пропіламіну на риб проявлявся у зміні фракційного складу білків плазми крові і також залежав від його концентрації у воді акваріума. Зареєстровано зміну вмісту чотирьох білків у плазмі крові коропів першої дослідної групи і п'яти протеїнів — у риб другої і третьої дослідної групи при підвищенні концентрації пропіламіну у воді з 0,04 до 0,06 і 0,08 мг/дм³, відповідно. Слід зазначити, що вказані зміни є наслідком впливу пропіламіну на електрофоретичну рухливість білків і не пов'язані зі зміною загального вмісту протеїнів у плазмі крові риб.

Таким чином, пропіламін, як і метиламін, маючи токсичні властивості, навіть у незначній концентрації здатний змінювати фракційний склад білків плазми крові риб, впливаючи на їхні функції, а отже — і на фізіологічні процеси в організмі.

Висновки

Встановлено, що дворічки коропа здатні адаптуватись до низької концентрації метиламіну у воді, не змінюючи загальний вміст та фракційний склад білків плазми крові. Підвищення концентрації метиламіну у воді збільшує вміст загального білка та змінює фракційний склад білків плазми крові, особливо високомолекулярних фракцій.

Пропіламін у низькій концентрації у воді не впливав на вміст загального білка та фракційний склад білків плазми крові, а при підвищенні рівня змінював значним чином білковий спектр плазми крові.

Список використаної літератури

1. Грубінко В.В., Синюк Ю.В., Прібіч Ф.А. Білки як адаптери та маркери інтоксикації у гідробіонтів. *Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біологія (Гідроecологія)*. 2009. Т. 39, № 1—2. С. 143—153.
2. Захаренко М.О., Курбатова І.М., Поляковський В.М. Механізми адаптації риб до дії ксенобіотиків води. Київ : Компрінт, 2020. 458 с.
3. Курбатова І.М. Вміст цитохромів b5 і P450 в мікросомах печінки щурів при дії етил- та пропіламіну і селеніту натрію. *Наук. вісник Нац. ун-ту ім. Т. Шевченка*. 2000. Т. 31. С. 18—19.
4. Курбатова І.М. Перекисне окислення ліпідів та ферментативна активність в тканинах щурів при дії аліфатичних амінів та селеніту натрію. *Наук. вісник Нац. агр. ун-ту*. 2000. Т. 21. С. 120—125.
5. Курбатова І.М., Смоленський О.О. Характеристика амінів, шляхом надходження у середовище та токсична дія. *Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біол.* 2013. Т. 56, № 3. С. 49—53.
6. Лакин Г.Ф. Биометрия. Москва : Высш. шк., 1990. 352 с.
7. Тупицкая О.Н., Смоленский О.О., Курбатова И.Н. Биохимические показатели крови карпа (*Cyprinus carpio* L.) под воздействием алифатических аминов. *Вестн. Твер. гос. ун-та: Сер. Биол. и экол.* 2017. Т. 4. С. 33—39.
8. Цудзевич Б.О., Курбатова І.М. Вплив первинних аліфатичних амінів на процеси окисного фосфорилування в мітохондріях печінки щурів. *Укр. біохім. журн.* 1999. Т. 72, № 6. С. 31—38.
9. Al Bulushi I.M., Deeth Y.C., Poole S. Biogenic amines in fish: roles in intoxication, spoilage, and nitrozamine formation — a review. *Critical Reviews in Food Science and Nutrition*. 2009. Vol. 49, N 4. P. 369—377.
10. Biji K.B., Ravishankar C.N., Venkateswarlu R. et al. Biogenic amines in seafood: a review. *J. Food Science Technology*. 2016. Vol. 53, N 5. P. 2210—2218.
11. Bondarenko S., Golovin A., Dmitrenko M. et al. Computer registration and analysis of TLC. *Chromatogr. J. of the Society*. 2003. Vol. 2, N 4. P. 22—30.
12. Bulliet H.A.H. Amines from environmental sources. *J. Chromatogr. Library*. 1992. Vol. 51. (B). P. 583—595.
13. Finlay J.A., Callow M.E. The toxicity of alkyl amines: The effect of pH. *J. of Bioadhesion and Biofilm Res.* 1997. Vol. 11, Ass. 1. P. 19—30.
14. Gornely S. Determination of serum protein by means of biuret reaction. *J. Biochemistry*. 1949. Vol. 177, N 2. P. 751—755.
15. Greim H., Bury D., Klimisch H. J. et al. Toxicity of aliphatic amines: Structure-activity relationship. *Chemosphere*. 1998. Vol. 36, N 2. P. 271—295.

16. Joo S.H., Mitch W.A. Nitrile, aldehyde, and halonitroalkane formation during chlorination/chloramination of primary amines. *Environ. Sci. and Technol.* 2007. Vol. 41, N 4. P. 1288—1296.
17. Kokunin B.A. Statistical data processing with a small number of experiments. *Ukr. biochem. J.* 1975. Vol. 47, N 6. P. 776—790.
18. Krusemark C.J., Frey B.L., Smith L.M. Belshaw P.J. Complete chemical modification of amine and acid functional groups of peptides and small proteins. *Methods of Molecular Biology.* 2011. Vol. 753. P. 77 – 91
19. Leamli U.K. Cleavage of structural proteins during the assembly of the bacteriophage. *Nature.* 1970. Vol. 227 (5259). P. 680—685.
20. Llop A., Pocurull E., Borrull F. Automated determination of aliphatic primary amines in wastewater by simultaneous derivatization and headspace solid-phase microextraction followed by gas chromatography-tandem mass spectrometry. *J. Chromatogr. A.* 2010. Vol. 1217, N 4. P. 575—581.
21. Mitch W.A., Sharp J.O., Trussell R.R. et al. N-Nitrosodimethylamine (NDMA) as a drinking water contaminant: A review. *Environ. Engineer. Sci.* 2003. Vol. 20, N 5. P. 389—404.
22. Pietsch J., Hampel S., Schmidt W., Brauch H.D. Polar nitrogen compounds and their behaviour in the drinking water treatment process. *Water Res.* 2001. Vol. 35, N 12. P. 3537—3544.
23. Reemtsma T., Jekel M. Amines / Organic Pollutants in the Water Cycle. Wiley. Weinheim. 2006. Vol. 8. P. 181—210.
24. Sacher F., Lenz S., Brauch H. J. Analysis of primary and secondary aliphatic amines in waste water and surface water by gas chromatography mass spectrometry after derivatization with 2,4-dinitrofluorobenzene or benzenesulfonyl chloride. *J. Chromatogr. A.* 1997. Vol. 754 (17). P. 85—93.
25. Wang W.F., Ren S.Y., Zhang H.F. et al. Occurrence of nine nitrosamines and secondary amines in source water and drinking water: Potential of secondary amines as nitrosamine precursors. *Water Res.* 2011. Vol. 45 (16). P. 4930—4938.

Надійшла 10.05.2022

I.M. Kurbatova, Dr. Sci. (Biol.), Assoc. Prof.,
National University of Life and Environmental Sciences of Ukraine,
Henerala Rodimtseva Str., 19, Kyiv, 03041, Ukraine,
y-mail: innakurbatova@ukr.net,
ORCID 0000-0002-7333-7371

M.O. Zakharenko, Dr. Sci. (Biol.), Prof., Corresponding Member of the NAAS
National University of Life and Environmental Sciences of Ukraine,
Henerala Rodimtseva Str., 19, Kyiv, 03041, Ukraine,
e-mail: sangin1996@ukr.net
ORCID 0000-0001-7055-9086

O.S. Yaremchuk, Dr. Sci. (Agr.), Prof.,
Vynnytsya National Agrarian University,
Sonyachna, 3, Vynnytsya, 21008, Ukraine,
e-mail: office@vsau.org
ORCID 0000-0002-3283-6107

E.E. Romanova, PhD student,
National University of Life and Environmental Sciences of Ukraine,
Henerala Rodimtseva str., 19, Kyiv, 03041, Ukraine,
e-mail: romanova_ella@ukr.net,
ORCID 0000-0002-2624-2513

FRACTIONAL PROTEIN COMPOSITION OF BLOOD PLASMA OF CARP (*CYPRINUS CARPIO* L.) UNDER THE ACTION OF ALIPHATIC AMINES

The effect of different concentrations of methylamine and propylamine in water on the content and fractional composition of carp (*Cyprinus carpio* L.) plasma proteins was studied. The content of total protein in the blood plasma of two-year-old carp increased of methylamine (at a concentration in water of 0,009 mg/dm³, or at a dose of 0.005 and 0.007 mg/dm³) and propylamine did not affect (at a concentration of 0.04; 0.06 and 0.08 mg/dm³). It was discovered that the main proteins in carp plasma are proteins with a molecular weight of 52—54, 68—72 and 90 kDa, and the protein content with other molecular weights of 35, 80, 100, 150—170, 340 and 900 kDa is much lower. Fish that were in water with different concentrations of methylamine for 72 hours had protein content with a molecular weight of 25, 90 and 100 kDa and decreased the level of proteins located in the zones 35—52, 150—170 and 180—190 kDa, and others did not change in the blood plasma. The detected changes in the fractional composition of carp plasma proteins under the action of propylamine depend on its concentration in water and are characterized by high protein content with a molecular weight of 90 and 100 kDa, and low levels of proteins belonging to the range of 150—170 and 180—190 kDa at constant values proteins of other fractions. It is concluded that even the low concentration of methylamine and propylamine in water have huge effect on the protein spectrum of fish plasma.

Key words: *carp, blood plasma, proteins, methylamine, propylamine.*

УДК 577.34:581.526.3

О.М. ВОЛКОВА, д. б. н., ст. наук. співроб., пров. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, Україна
ORCID 0000-0002-5868-4842

В.В. БЕЛЯЄВ, к. б. н., ст. наук. співроб., ст. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, Україна
e-mail: belyaevvv@rambler.ru
ORCID 0000-0003-4465-7816

В.В. СКИБА, к. с.-г. н., доц.,
Білоцерківський національний аграрний університет,
пл. Соборна 8/1, м. Біла Церква, Київська обл., 09100, Україна
ORCID 0000-0002-3605-1147

С.П. ПРИШЛЯК, к. б. н., мол. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, Україна
ORCID 0000-0002-3838-3073

ПАРАМЕТРИ МІГРАЦІЇ ^{137}Cs У ДОННІ ВІДКЛАДИ РІЗНОТИПНИХ ВОДОЙМ ВНАСЛІДОК ВІДМИРАННЯ *PHRAGMITES AUSTRALIS* ТА *ТУРНА ANGUSTIFOLIA*

Визначено роль гелофітів у міграції ^{137}Cs по компонентах різнотипних водних екосистем. У підземних органах очерету звичайного зосереджено 74—87 % від загальних запасів ^{137}Cs у фітомасі, рогозу вузьколистого — 61—86 %. Внаслідок відмирання надземних органів гелофітів 5—11 % ^{137}Cs від його загальної кількості у фітомасі може надійти до водних мас внаслідок вивільнення обмінних форм радіонукліда, у детриті залишиться 8—31 %. Щорічно внаслідок відмирання надземних та підземних органів гелофітів до донних відкладів надходить від 53 до 85 % від накопиченого у фітомасі ^{137}Cs , у зимуючих кореневищах залишається 9—19 %. Активність накопиченого у гелофітах ^{137}Cs не перевищує 6 % від його вмісту у донних відкладах на площі заростей рослин. Після відмирання гелофітів вторинне забруднення водних мас ^{137}Cs може скласти до 0,4 % від його активності у донних відкладах на площі заростей, до детриту може надійти до 1,1 %, у товщу донних відкладів — до 4,2 %.

Ключові слова: водойми, радіонуклідне забруднення, гелофіти, ^{137}Cs , донні відклади, міграція.

Ц и т у в а н н я: Волкова О.М., Беляєв В.В., Скиба В.В., Пришляк С.П. Параметри міграції ^{137}Cs у донні відклади різнотипних водойм внаслідок відмирання *Phragmites australis* та *Typha angustifolia*. Гідробіол. журн. 2023. Т. 59. № 1. С. 103—114.

Численними дослідженнями, зокрема і тими, що були виконані після аварії на Чорнобильській АЕС (ЧАЕС), доведено здатність вищих водних рослин, зокрема гелофітів, у значних кількостях накопичувати радіоактивні елементи [2, 3, 5—7, 12—16, 19, 20, 22]. Як правило, саме ця група рослин домінує за біомасою у прісноводних водоймах, характеризується високим продукційним потенціалом і, безумовно, відіграє певну роль у процесах міграції та перерозподілу радіоактивних речовин в екосистемах. Виконані упродовж останнього десятиріччя дослідження показали, що питома активність ^{137}Cs у надземних органах та кореневищах гелофітів вірогідно не відрізнялася, а у ґрунтових коренях — була у середньому у 12 разів вищою [25]. На основі даних про питому активність ^{137}Cs в органах гелофітів і щільності забруднення донних відкладів на мілководних ділянках двох водойм — Київського водосховища та оліготрофного озера — показано, що життєдіяльність рослин сприяє перерозподілу валового вмісту та обмінних і необмінних форм радіонукліда у товщі донних відкладів. При цьому щорічно 63—82 % ^{137}Cs від його загальної кількості у фітомасі депонується у донних відкладах внаслідок відмирання ґрунтових коренів та кореневищ [25].

Оскільки на теперішній час доведено, що рівні накопичення радіонуклідів вищими водними рослинами залежать не тільки від ступеню радіоактивного забруднення екосистеми, але й від гідрологічних та гідрохімічних особливостей водойм, метою роботи було встановлення ролі домінуючих за біомасою у водоймах Полісся та Лісостепу України гелофітів у процесах міграції та перерозподілу ^{137}Cs по компонентах різнотипних водних екосистем, які розташовані на територіях з різною щільністю радіонуклідного забруднення.

Матеріал і методика досліджень

Розрахунки виконували на основі результатів визначення питомої активності ^{137}Cs у надземних органах, кореневищах і ґрунтових коренях представників екологічної групи гелофітів — очерету звичайного *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. та рогозу вузьколистого *Typha angustifolia* L. В екосистемі оз. Лісового рогу вузьколистий не зустрічається, тому у роботі наведено результати досліджень рогу широколистого *T. latifolia* L. Також визначали питому активність ^{137}Cs у донних відкладах на ділянках монодомінантних заростей рослин. Дослідження виконували упродовж 2020—2021 рр. у різнотипних водоймах, розташованих у зонах Полісся та Лісостепу України — Київському (район с. Страхолісся) та Канівському (м. Ржищів) водосховищах, Повчанському водосховищі (руслівий ставок на р. Жерів, Коростенський р-н Житомирської обл.), озерах Глибоке (зона відчуження ЧАЕС), Біле (с. Біле, Вараський р-н Рівненської обл., Лісове (с. Нова Марковка, Вишгородський р-н Київської обл.), рибоводних ставках (с. Кирдани, Білоцерківський р-н Київської обл., вісім ставків), ставках комплексного призначення (с. Шкнева, Вишгородський р-н Київської обл., п'ять ставків). Проби рослин для визначення радіонуклідів відбирали у період формування максимальної над-

земної фітомаси, який припадає на останню декаду липня — серпень [8, 9]. Керни донних відкладів відбирали на ділянках монодомінантних заростей досліджуваних видів рослин.

Прибережні території зазначених водойм значно відрізняються за щільністю радіонуклідного забруднення — від 20 до 40 000 кБк ^{137}Cs на m^2 (табл. 1).

Питому активність ^{137}Cs у донних відкладах (Бк/кг сухої маси) та рослинах (Бк/кг повітряно-сухої маси) визначали загальноприйнятим γ -спектрометричним методом [10] на базі Інституту гідробіології НАН України з використанням гамма-спектрометра (детектор GC4018, аналізатор LYNX), Білоцерківського національного аграрного університету — на УСК «Гамма Плюс». Щільність забруднення донних відкладів ^{137}Cs (кБк/ m^2) у заростях рослин розраховували за питомою активністю радіонукліда у шарах донних відкладів з урахуванням їхніх водно-фізичних властивостей.

Результати досліджень та їх обговорення

Цілком закономірно, що градієнт щільності забруднення площі водозбору досліджених водойм обумовив значні відмінності рівнів накопичення ^{137}Cs в органах і тканинах рослин (табл. 2, 3).

Найвищі рівні ^{137}Cs відзначені у рослинах з озер Глибокого (зона відчуження) та Лісового (зона обов'язкового відселення), які розташовані на території Полісся і характеризуються найвищою щільністю радіонуклідного забруднення прибережних територій, найменші — у зразках з

Таблиця 1

Характеристика досліджених водойм

Типи водойм	Водойми	Трофічний статус	Щільність радіонуклідного забруднення прибережних територій, кБк/ m^2 , (за [1, 17])
Полісся			
1	Київське водосховище	Евтрофна	185
2	Повчанське водосховище	Евтрофна	1480
3	Глибоке	Евтрофна	40000
3	Лісове	Дистрофна	1480
3	Біле	Оліготрофна	185
4	Ставки, с. Шкнева	Евтрофна	20—40
Лісостеп			
1	Канівське водосховище	Евтрофна	40
5	Ставки, с. Кирдани	Евтрофна	20—185

Примітка. 1 — велике водосховище; 2 — мале водосховище; 3 — озеро; 4 — ставки комплексного призначення; 5 — рибоводні ставки.

деяких риборозплідних ставків на території Лісостепу. Дослідження особливостей формування радіонуклідного забруднення надземних та підземних органів рослин підтвердили отримані раніше висновки про переважне накопичення ^{137}Cs у ґрунтових коренях гелофітів, яке найбільшою мірою було виражено для рослин з великих рівнинних водосховищ — Київського та Канівського. У кореневищах питома активність ^{137}Cs у більшості випадків вірогідно не відрізнялась від рівнів його накопичення надземними органами.

Таблиця 2

Питома активність ^{137}Cs у надземних і підземних органах очерету звичайного, Бк/кг

Водойми	Органи		
	надземні	кореневища	корені
Київське водосховище	34±5	38±6	385±58
Канівське водосховище	30±5	29±4	368±70
Повчанське водосховище	75±21	35±20	394±99
Оз. Глибоке	6651±950	5580±890	26 641±4700
Оз. Біле	122±31	115±21	457±101
Оз. Лісове	2578±387	2875±431	28 566±4285
Ставки, с. Шкнева*	6—70	7—75	48—560
Ставки, с. Кирдани*	1—23	1—23	5—183

П р и м і т к а. * Тут і в табл. 3 — діапазони питомої активності ^{137}Cs у рослинах досліджених ставків.

Таблиця 3

Питома активність ^{137}Cs у надземних і підземних органах рогозу вузьколистого, Бк/кг

Водойми	Органи		
	надземні	кореневища	корені
Київське водосховище	4±1	7±2	80±24
Канівське водосховище	5±2	9±3	94±28
Повчанське водосховище	102±23	75±18	443±104
Оз. Глибоке	2891±650	3020±590	7327±1700
Оз. Біле	32±10	36±12	91±26
Оз. Лісове**	1577±572	1400±469	7405±2650
Ставки, с. Шкнева*	6—60	6—60	32—480
Ставки, с. Кирдани*	0,3—14	0,3—14	3—110

П р и м і т к а. ** Тут і в табл. 4, 6 — рогіз широколистий.

На основі продукційних показників рослин та результатів визначення питомої активності ^{137}Cs в їхніх органах і тканинах розраховано запаси ^{137}Cs у фітомасі на одиницю площі монозаростей. Встановлено, що у надземних органах очерету звичайного зосереджено 13—26 %, кореневищах — 16—59, ґрунтових коренях — 19—70 % від загальних запасів ^{137}Cs у фітомасі, рогозу вузьколистого — відповідно 14—39, 18—42 та 24—57 % (табл. 4). Таким чином можна відзначити, що в усіх досліджених водоймах на ділянках заростей рослин основні запаси ^{137}Cs зосереджені у підземних органах. Загальна активність ^{137}Cs у підземних органах очерету звичайного у 4—8 разів більша, ніж у надземних, рогозу вузьколистого — у 2,5—7 разів.

Основний шлях міграції радіонуклідів у водних екосистемах за участі водних рослин — накопичення радіонуклідів у фітомасі з подальшим переходом до інших компонентів при відмиранні організмів. У досліджених видів рослин надземні органи відмирають наприкінці вегетаційного сезону, ґрунтові корені оновлюються щорічно. У рогозу вузьколистого кореневища оновлюються впродовж двох, очерету звичайного — трьох років, сезонні коливання фітомаси кореневищ — 10—25 % [8]. За [23, 24], в екосистемах ставків спостерігалась значна варіабельність наростання фітомаси кореневищ цих видів (до 3 разів), річна продукція — 30—60 %. Тому вважали, що впродовж року відмирає 1/2 біомаси кореневищ рогозу вузьколистого та 1/3 — очерету звичайного.

При розрахунках брали до уваги, що радіонукліди накопичуються у рослинних організмах в обмінних та необмінних формах [18]. З надземних органів обмінні форми радіонуклідів можуть надходити до водних мас, необмінні — до детриту, а при відмиранні підземних органів накопичений у них ^{137}Cs депонується у донних відкладах. Оскільки до детриту радіонуклід надходить з надземних органів, а до глибших шарів донних відкладів — з підземних, і враховуючи те, що внаслідок хвильових явищ

Таблиця 4

Вміст ^{137}Cs в надземних органах ($A_{\text{над}}$), кореневищах ($A_{\text{к-ща}}$) та коренях ($A_{\text{к-ні}}$) рослин, частка від загального вмісту у фітомасі (%)

Водойми	Очерет звичайний			Рогіз вузьколистий		
	$A_{\text{над}}$	$A_{\text{к-ща}}$	$A_{\text{к-ні}}$	$A_{\text{над}}$	$A_{\text{к-ща}}$	$A_{\text{к-ні}}$
Київське водосховище	13	20	67	25	18	57
Канівське водосховище	13	17	70	26	19	55
Повчанське водосховище	26	16	59	39	23	38
Оз. Глибоке	26	29	45	42	34	24
Оз. Біле	22	59	19	14	38	48
Оз. Лісове**	14	20	66	35	24	41
Стави, с. Шкнева	17	23	60	31	36	33
Стави, с. Кирдани	17	23	60	28	22	50

детрит, як правило, переміщується з мілководних до глибоководних ділянок водойм, кількісні показники міграції ^{137}Cs у детрит визначали окремо. Крім того, слід враховувати, що накопичений у зимуючих кореневищах ^{137}Cs навесні може надійти до вегетуючих надземних органів.

Упродовж вегетаційного сезону біогенні елементи, а разом з ними й радіонукліди, перерозподіляються між надземними та запасуючими підземними органами рослин. Формально цей процес можна вважати врахованим, якщо використовувати зареєстровану наприкінці сезону вегетації величину питомої активності ^{137}Cs в органах рослин. Таким чином, на основі кількісних показників вмісту радіонукліда у надземних і підземних органах рослин можна встановити параметри міграції ^{137}Cs , пов'язані з їхнім відмиранням.

Відповідно даних [18], у листі та стеблах очерету звичайного близько 38 % ^{137}Cs перебуває у потенційно обмінних формах, рогозу вузьколистого — приблизно 25 %. Розрахунки показали, що у досліджених водоймах після відмирання надземних органів очерету звичайного лише 5,1—9,9 % ^{137}Cs від його загальної кількості у фітомасі на одиницю площі можуть надійти до водних мас внаслідок вивільнення обмінних форм радіонукліда, а 8,2—16,1 % перейде до детриту, після відмирання рогозу вузьколистого — відповідно 6,4—10,5 та 10,7—31,4 % (табл. 5, 6).

Отже, внаслідок відмирання надземних органів очерету звичайного до детриту надходить менша, порівняно з рогозом вузьколистим, частина ^{137}Cs , що обумовлено більшою часткою необмінних форм радіонукліда у його надземних органах.

Відмирання ґрунтових коренів та частини кореневищ очерету звичайного обумовлює щорічне захоронення у донних відкладах більшості досліджених водойм значної кількості накопиченого у фітомасі радіо-

Таблиця 5

Параметри міграції ^{137}Cs , обумовлені відмиранням очерету звичайного, частка від активності радіонукліда у фітомасі (%)

Водойми	Надземні органи		Підземні органи	
	$A_{\text{вода}}$	$A_{\text{детрит}}$	$A_{\text{дно}}$	$A_{\text{к-ща}}$
Київське водосховище	5,1	8,4	73,3	13,2
Канівське водосховище	5,0	8,2	75,8	11,0
Повчанське водосховище	9,8	15,9	63,9	10,4
Оз. Глибоке	9,9	16,1	55,0	19,0
Оз. Біле	8,5	13,8	38,7	39,0
Оз. Лісове	5,2	8,5	73,0	13,3
Стави, с. Шкнева	6,4	10,5	65,8	16,4
Ставки, с. Кирдани	6,6	10,7	67,8	14,9

Примітка. Тут і у табл. 6, 8: $A_{\text{вода}}$ — перехід до водних мас; $A_{\text{детрит}}$ — перехід у детрит; $A_{\text{дно}}$ — захоронення у донних відкладах; $A_{\text{к-ща}}$ — залишок у зимуючих кореневищах.

нукліда — від 55 до 76 %, 10,4—19,0 % залишається у зимуючих кореневищах. В оліготрофному оз. Білому 38,7 % накопиченого у рослинах ^{137}Cs депонується у донних відкладах, 39,0 % залишається у зимуючих кореневищах, що пов'язано з особливостями формування біомаси підземних органів рослин малопродуктивних водойм. Адже відносна біомаса ґрунтових коренів очерету звичайного в оз. Білому в 3 рази менша, ніж в евтрофних водоймах.

Внаслідок відмирання підземних органів рогозу вузьколистого щорічно до донних відкладів надходить від 40,9 до 67,0 % від накопиченого у фітомасі ^{137}Cs , у зимуючих кореневищах залишається 8,8—18,8 %. Дещо меншу, порівняно з іншими водоймами, кількість радіонукліда, яка депонується у донних відкладах оз. Глибокого внаслідок відмирання підземних органів рогозу вузьколистого, можна пояснити меншим відношенням величин питомої активності ^{137}Cs у коренях та надземних органах рослин цієї водойми.

Таким чином, у більшості досліджених водойм для заростей очерету звичайного та рогозу вузьколистого характерне переважне накопичення ^{137}Cs у підземних органах, внаслідок чого близько половини та більше від його загальної кількості на одиницю площі депонується у донних відкладах. З урахуванням активності ^{137}Cs , що після відмирання надземних органів рослин надходить у детрит, наприкінці вегетаційного сезону у донних відкладах депонується 53—85 % від його загальної кількості у фітомасі.

Гелофіти поглинають розчинені форми радіонуклідів, а після відмирання організмів радіоактивні елементи переходять до оточуючого середовища в інших формах. Далі у донних відкладах трансформація форм радіонуклідів продовжується у відмерлих залишках. Показники валової міграції біотрансформованих форм ^{137}Cs розраховували як відношення кількості радіонукліда, яка надходить до донних відкладів при відми-

Таблиця 6

Параметри міграції ^{137}Cs , обумовлені відмиранням рогозу вузьколистого на полігонних ділянках водойм, частка від активності радіонукліда у фітомасі (%)

Водойми	Надземні органи		Підземні органи	
	$A_{\text{вода}}$	$A_{\text{детрит}}$	$A_{\text{дно}}$	$A_{\text{к-ща}}$
Київське водосховище	6,4	19,2	65,6	8,8
Канівське водосховище	6,6	19,7	64,3	9,4
Повчанське водосховище	9,8	29,4	49,4	11,4
Оз. Глибоке	10,5	31,4	40,9	17,2
Оз. Біле	3,5	10,7	67,0	18,8
Оз. Лісове**	8,6	25,9	53,5	12,0
Стави, с. Шкнева	7,7	23,1	51,2	18,0
Ставки, с. Кирдани	7,0	21,0	61,0	11,0

ранні рослин на одиниці площі, до щільності забруднення донних відкладів:

$$A_p = [iA_{P1} + A_{P2} + A_{P3}/t_3] / A_d \cdot 100, (1)$$

де: A_p — річна кількість ^{137}Cs , яка перерозподіляється на 1 м^2 донних відкладів за рахунок відмирання рослин, %; A_d — щільність забруднення донних відкладів, $\text{Бк}/\text{м}^2$; A_{P1} — активність надземної продукції на одиницю площі, $\text{Бк}/\text{м}^2$; A_{P2} — активність коренів на одиницю площі, $\text{Бк}/\text{м}^2$; A_{P3} — активність кореневищ на одиницю площі, $\text{Бк}/\text{м}^2$; t_3 — час життя кореневищ, рік; i — частка необмінних форм ^{137}Cs у надземних органах.

Щільність радіонуклідного забруднення донних відкладів досліджених водойм на ділянках монодомінантних заростей рослин зареєстрована в діапазоні від 2 до $18\,500 \text{ кБк}/\text{м}^2$ (табл. 7). Найбільші рівні спостерігали у водоймах зон відчуження та обов'язкового відселення (озера Глибоке та Лісове). Значний діапазон щільності забруднення донних відкладів спостерігався у групах близько розташованих ставків у районі населених пунктів Шкнева та Кирдани.

Відомо, що у прісноводних екосистемах більше ніж 95 % активності ^{137}Cs зосереджено у донних відкладах [2, 6, 12—14, 20, 21]. Оскільки питома активність гелофітів корелює із вмістом ^{137}Cs у донних відкладах [13], нормування активності рослин відносно щільності забруднення донних відкладів дозволить отримати інваріантні величини, які характеризують особливості міграції радіонукліда у водоймі.

Виконані розрахунки показали, що внаслідок життєдіяльності гелофітів вторинне забруднення водних мас ^{137}Cs може скласти до 0,4 % його активності у донних відкладах на площі заростей (табл. 8).

За інтенсивністю міграції ^{137}Cs до донних відкладів внаслідок життєдіяльності гелофітів можна виділити дві групи водойм. Перша — Київське, Канівське, Повчанське водосховища, оз. Лісове, стави у районі с. Шкнева, де на одиницю площі заростей за рахунок відмирання очерету звичайного та рогозу вузьколистого до детриту надходить відповідно 0,17—1,0 та 0,06—1,13 % від його вмісту у донних відкладах, заховується у товщі відкладів — відповідно 0,72—4,2 та 0,14—1,82 %. Друга —

Таблиця 7

Щільність забруднення ^{137}Cs донних відкладів (A_d) у монозаростях повітряно-водних рослин, $\text{кБк}/\text{м}^2$

Водойми	A_d	Водойми	A_d
Канівське водосховище	5	Оз. Глибоке	18500
Київське водосховище	11—18	Оз. Лісове	170—570
Повчанське водосховище	20—40	Ставки, с. Шкнева*	2—200
Оз. Біле	50—57	Ставки, с. Кирдани*	2,2—82

Примітка. * Діапазони щільності забруднення ^{137}Cs донних відкладів ставків.

озера Глибоке, Біле, стави в районі с. Кирдани, де інтенсивність міграції ^{137}Cs значно менша: за рахунок відмирання очерету звичайного до детриту надходить 0,03—0,08 % радіонукліда, у нижні шари донних відкладів — 0,09—0,13 %; рогозу вузьколистого — відповідно 0,02—0,03 та 0,02—0,12 % (табл. 8).

Зазначені особливості інтенсивності міграції ^{137}Cs внаслідок життєдіяльності рослин можуть бути зумовлені кількома чинниками. Незначні показники міграції ^{137}Cs в екосистемі оз. Глибокого можна пояснити тим, що у донних відкладах озера більша частина активності радіонуклідів асоційована з «гарячими» частками, і, відповідно, у донних відкладах менша частка обмінних [26], тобто біологічно доступних, форм радіонукліда. В оз. Білому — меншою продуктивністю надземних органів і коренів очерету звичайного та надземних органів рогозу вузьколистого. У ставках біля с. Кирдани — більшою, ніж у інших водоймах, мінералізацією води [4] і, відповідно, меншою біодоступністю радіонуклідів у ґрунтах [11].

Запаси ^{137}Cs у рослинах на одиницю площі не перевищують 6 % від його вмісту у донних відкладах, і зареєструвати зміну у них фізико-хімічних форм радіонукліда, пов'язану із щорічним відмиранням рослин, практично неможливо.

Висновки

У різнотипних водоймах зон Полісся та Лісостепу, незалежно від ступеню радіоактивного забруднення прибережних територій, гелофіти накопичують ^{137}Cs переважно у підземних органах. Встановлено, що у надземних органах очерету звичайного зосереджено 13—26 %, кореневищах

Таблиця 8

Біотрансформація ^{137}Cs за рахунок життєдіяльності рослин, частка від щільності забруднення донних відкладів на ділянках монозаростей (%)

Водойми	Очерет звичайний			Рогіз вузьколистий		
	$A_{\text{вода}}$	$A_{\text{детрит}}$	$A_{\text{дно}}^*$	$A_{\text{вода}}$	$A_{\text{детрит}}$	$A_{\text{дно}}^*$
Київське водосховище	0,13	0,17	2,01	0,01	0,06	0,14
Канівське водосховище	0,25	0,65	3,96	0,04	0,15	0,37
Повчанське водосховище	0,10	0,17	0,72	0,13	0,52	0,65
Оз. Глибоке	0,02	0,04	0,09	0,006	0,02	0,02
Оз. Біле	0,03	0,08	0,18	0,006	0,02	0,12
Оз. Лісове**	0,29	0,76	4,20	0,16	0,64	1,00
Стави, с. Шкнева	0,4	1,00	4,10	0,28	1,12	1,82
Стави, с. Кирдани	0,01	0,03	0,13	0,007	0,03	0,06

П р и м і т к а: * Без частки радіонукліда, яка надійшла у детрит; ** рогіз широколистий; $A_{\text{вода}}$ — перехід до водних мас; $A_{\text{детрит}}$ — перехід у детрит; $A_{\text{дно}}$ — депонування у донних відкладах; $A_{\text{к-ща}}$ — залишок у зимуючих кореневищах.

— 16—59, ґрунтових коренях — 19—70 % від загальних запасів ^{137}Cs у фітомасі, роґозу вузьколистого — відповідно 14—39, 18—42 та 24—57 %. Загальна активність ^{137}Cs підземних органів очерету звичайного була у 4—8 разів вищою, ніж у надземних, роґозу вузьколистого — у 2,5—7 разів.

У досліджених водоймах після відмирання надземних органів гелофітів 5—11 % ^{137}Cs від його загальної кількості у фітомасі можуть надійти до водних мас внаслідок вивільнення обмінних форм радіонукліда, у детриті залишиться 8—31 %. Щорічно внаслідок відмирання надземних та підземних органів гелофітів до донних відкладів надходить від 53 до 85 % від накопиченого у фітомасі ^{137}Cs , у зимуючих кореневищах залишається 9—19 %.

Запаси ^{137}Cs у гелофітах на одиниці площі заростей не перевищують 6 % від його вмісту у донних відкладах.

Внаслідок життєдіяльності гелофітів вторинне забруднення водних мас ^{137}Cs може скласти до 0,4 % його активності у донних відкладах на площі заростей. За рахунок відмирання гелофітів до детриту може надійти до 1,1 % від вмісту радіонукліда у донних відкладах, і до 4,2 % депонується безпосередньо у товщі відкладів.

На інтенсивність міграції ^{137}Cs до донних відкладів внаслідок життєдіяльності гелофітів можуть впливати особливості формування надземної та підземної фітомаси у водоймах різного трофічного статусу та біологічна доступність радіонукліда в екосистемі.

Список використаної літератури

1. 25 років Чорнобильської катастрофи. Безпека майбутнього: Національна доповідь України. Київ : КІМ, 2011. 356 с.
2. Волкова О.М. Техногенні радіонукліди у гідробіонтах водойм різного типу: автореф. дис. ... докт. биол. наук. Київ, 2008. 34 с.
3. Волкова Е.Н., Беляєв В.В., Пришляк С.П. и др. Особенности формирования радионуклидного загрязнения высших водных растений Киевского водохранилища. *Ядерная физика та енергетика*. 2012. Т. 13, № 2. С. 160—165.
4. Горев Л.М., Пелешенко В.І., Хільчевський В.К. Гідрохімія України: підручник. Київ : Вища шк., 1995. 307 с.
5. Гудков Д.И., Деревец В.В., Зуб Л.Н. и др. Распределение радионуклидов по основным компонентам озерных экосистем зоны отчуждения Чернобыльской АЭС. *Радиационная биология. Радиоэкология*. 2005. Т. 45, № 3. С. 271—280.
6. Гудков Д.И., Деревец В.В., Кузьменко М.И., Назаров А.Б. ^{90}Sr и ^{137}Cs в высших водных растениях зоны отчуждения Чернобыльской АЭС. *Радиационная биология. Радиоэкология*. 2001. Т. 41, № 2. С. 232—238.
7. Гудков Д.И., Зуб Л.Н., Деревец В.В. и др. Радионуклиды ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am в макрофитах Красненской поймы: видоспецифичность концентрирования и распределение в компонентах фитоценоза. *Радиационная биология. Радиоэкология*. 2002. Т. 42, № 4. С. 427—436.
8. Лукина Л.Ф., Смирнова Н.Н. Физиология высших водных растений. Киев : Наук. думка, 1988. 188 с.
9. Макрофиты-индикаторы изменений природной среды / отв. ред. С. Гейны, К.М. Сытник. Киев : Наук. думка, 1993. 436 с.
10. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / за ред. В.Д. Романенка. Київ : ЛОГОС, 2006. 408 с.

11. Пристер Б.С., Лоцилов Н.А., Немец О.Ф., Поярков В.А. Основы сельскохозяйственной радиологии. 2-е изд. переработ. и доп. Киев : Урожай, 1991. 472 с.
12. Радиоактивное и химическое загрязнение Днепра и его водохранилищ после аварии на Чернобыльской АЭС / В.Д. Романенко, М.И. Кузьменко, Н.Ю. Евтушенко и др. Киев : Наук. думка, 1992. 194 с.
13. Радіонукліди у водних екосистемах України / М.І. Кузьменко, В.Д. Романенко, В.В. Деревець та ін. Київ : Чорнобильінтерінформ, 2001. 318 с.
14. Тимофеева-Ресовская Е.А. Распределение радиоизотопов по основным компонентам пресноводных водоемов. Свердловск : УФАН СССР, 1963. 78 с.
15. Томілін Ю.А. Радіонукліди в компонентах водних екосистем південного регіону України: міграція, розподіл, накопичення і контрзаходи : автореф. дис. ... докт. биол. наук. Київ, (Миколаїв: Вид-во Миколаїв. держ. ун-ту ім. Петра Могили), 2007. 40 с.
16. Трапезников А.В., Трапезникова В.Н., Коржавин А.В. Динамика радиоэкологического состояния пресноводных экосистем, подверженных многолетнему воздействию атомной электростанции в границах наблюдаемой зоны. *Радиационная биология. Радиоэкология*. 2015. Т. 55, № 3. С. 302—313.
17. Atlas. Ukraine. Radioactive contamination / developed by Intelligence Systems GEO, Ltd. on the order of the Ministry of Emergencies of Ukraine. Kyiv, 2011. 52 p.
18. Ganzha Ch., Gudkov D., Ganzha D. et al. Physicochemical forms of ^{90}Sr and ^{137}Cs in components of Glyboke Lake ecosystem in the Chornobyl exclusion zone. *J. Environ. Radioactivity*. 2014. Vol. 127. P. 176—181.
19. Ganzha Ch.D. Gudkov D.I. Ganzha D.D., Nazarov A.B. Accumulation and distribution of radionuclides in higher aquatic plants during the vegetation period. *Ibid.* 2020. Vol. 222. 106361.
20. Gudkov D.I., Derevets V.V., Zub L.N. et al. ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$ and ^{241}Am in the Components of Aquatic Ecosystems of the Krasnenskaya Floodplain of the Pripyat River. *Hydrobiol. J.* 2005. Vol. 41, N 3. P. 75—89.
21. Gudkov D.I., Kuzmenko M.I., Kireev S.I. et al. Radionuclides in components of aquatic ecosystems of the Chernobyl accident restriction zone. *20 Years after the Chernobyl Accident: Past, Present and Future* / E.B. Burlakova, V.I. Naidich (Eds.). New York : Nova Science Publishers, Inc., 2006. P. 265—285.
22. Gudkov D.I., Zub L.N., Savitsky A.L. et al. Macrophytes of the exclusion zone of the Chernobyl nuclear power station: the formation of plant communities and peculiarities of radioactive contamination of the left-bank floodplain of the Pripyat River. *Hydrobiol. J.* 2002. Vol. 38, N 5. P. 116—132.
23. Fiala K. Underground organs of *Phragmites communis*, their growth, biomass and net production. *Folia Geobot. Phytotax.* 1976. N 11. P. 225—259.
24. Fiala K. Underground organs of *Typha angustifolia* and *Typha latifolia*, their growth, propagation and production. Praha : Academia, 1978. Pøír. práce ÈSAV v Brni.
25. Prishlyak S. P., Belyaev V.V., Volkova Ye.N. et al. Regularities of ^{137}Cs accumulation in the above the ground and underground phytomass of helophytes. *Hydrobiol. J.* 2015. Vol. 51, N 6. P. 68—74.
26. Sansone U., Voytsekhovych O. Modelling and study of mechanisms of the transfer of radioactive material from terrestrial ecosystems to and in water bodies around Chernobyl. Office for Official Publication of the European Communities, Luxemburg. 1996. 184 p.

Надійшла 19.10.2022

O.M. Volkova, Dr. Sci (Biol.), Leading Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Geroyiv Stalingrada prosp., 12, Kyiv,04210, Ukraine
ORCID 0000-0002-5868-4842

V.V. Belyaev, PhD (Biol.), Senior Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Geroyiv Stalingrada prosp., 12, Kyiv,04210, Ukraine
e-mail: belyaevvv@rambler.ru
ORCID 0000-0003-4465-7816

V.V. Skyba, PhD (Agricult.), Associate Professor,
Bila Tserkva National Agrarian University,
Soborna Square, 8/1, Bila Tserkva, Kyiv region, 09100, Ukraine
e-mail: v.skyba@btsau.edu.ua
ORCID 0000-0002-3605-1147

S.P. Pryshlyak, PhD (Biol.), Junior Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Geroyiv Stalingrada prosp., 12, Kyiv,04210, Ukraine
ORCID 0000-0002-3838-3073

PARAMETERS OF ^{137}Cs MIGRATION IN THE BOTTOM SEDIMENTS OF
DIFFERENT WATER BODIES AS A CONSEQUENCE OF THE DIE-OFF OF
PHRAGMITES AUSTRALIS AND *TYPHA ANGUSTIFOLIA*

The role of helophytes in the migration of ^{137}Cs through the components of different types of freshwater ecosystems was determined. 74—87 % of the total reserves of ^{137}Cs in the phytomass are concentrated in the underground organs of the common reed and 61—86% of narrowleaf cattail. As a result of the die-off of the above-ground organs of helophytes, 5—11 % of ^{137}Cs from its total amount in the phytomass can reach water masses due to the release of exchangeable forms of the radionuclide, 8—31 % will remain in the detritus. Annually, as a result of the die-off of above-ground and underground organs of helophytes, from 53 to 85 % of the ^{137}Cs accumulated in the phytomass reaches the bottom sediments and 9—19 % remains in the wintering rhizomes. The activity concentration of ^{137}Cs accumulated in helophytes does not exceed 6 % of its concentration in bottom sediments in the area of plant thickets. After the die-off of helophytes, the secondary contamination of water masses with ^{137}Cs can be up to 0.4% of its activity in bottom sediments on the area of thickets, up to 1.1% can reach detritus, and up to 4.2% — in the thickness of bottom sediments.

Key-words: water bodies, radioactive contamination, helophytes, ^{137}Cs , bottom sediments, migration.

Hydrobiological Journal

Number 1

2023

CONTENTS

General Hydrobiology

V.I. Shcherbak, A.V. Liashenko, N. Ye. Semenyuk, K.Ye. Zorina-Sakharova & D.A. Lutsenko. Continuity and discreteness of aquatic communities in lotic-lentic ecosystem of the Danube delta: phytoplankton 3

M.S. Kozyr & L.M. Gubar. Biotopes of botanical nature sanctuary of national significance «Romanivka mire» 27

Ecological Physiology and Biochemistry of Aquatic Animals

O.V. Romanenko, Yu. G. Krot, Yu. M. Krasiuk & I.M. Konovets. Peculiarities of the *Unio tumidus* and *Unio pictorum* (Unionidae) adaptive reactions to the water temperature increasing in the microcosm 39

V.O. Khomenchuk, R.B. Balaban, N.V. Herts & V.Z. Kurant. Distinction of transamination processes in tissues of *Cyprinus carpio* and *Unio pictorum* under the effect of increased concentrations of metal ions in water 54

V.M. Martseniuk, M.V. Prychepa & O.M. Marenskov. Changes of activity of energy and ion exchange enzymes, the content of energy substrates in the tissues of *Perca fluviatilis* (Linnaeus, 1758) and *Rutilus rutilus* (Linnaeus, 1758) tissues under conditions of toxic water pollution 74

I.M. Kurbatova, M.O. Zakharenko & O.S. Yaremchuk, E.E. Romanova. Fractional protein composition of blood plasma of carp (*Cyprinus carpio* L.) under the action of aliphatic amines. 91

Aquatic Radioecology

O.M. Volkova, V.V. Belyaev, V.V. Skyba & S.P. Pryshlyak. Parameters of ¹³⁷Cs migration in the bottom sediments of different water bodies as a consequence of the die-off of *Phragmites australis* and *Typha angustifolia* 103

Індекс 74115

ISSN 0375-8990. Гідробіол. журн. 2023. Т. 59, № 1. 1–114

Гідробіологічний журнал. Т. 59, № 1, 2023