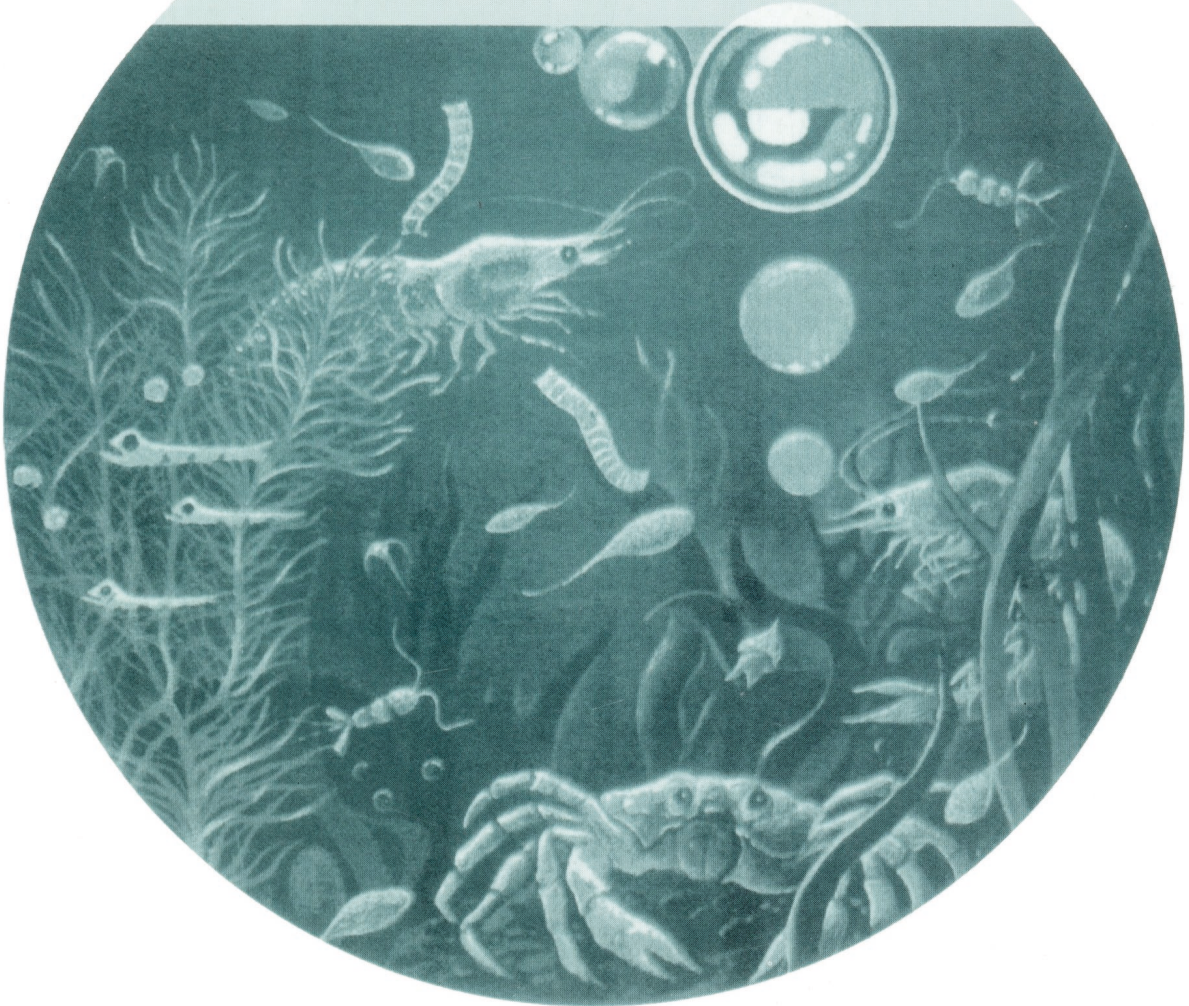


ISSN 0375-8990

ГІДРОБІОЛОГІЧНИЙ ЖУРНАЛ



6(354)

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. Линник*, 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; *Я. Слободнік*, 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

Свідectво про державну реєстрацію друкованого засобу масової інформації — серія KB № 13477-2361ПР від 26.10.2007

Журнал включений до Переліку наукових фахових видань України з приєднанням 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.I. Shcherbak*, Institute of Hydrobiology, NAS of Ukraine; *T.F. Shevchenko*, Institute of Hydrobiology, NAS of Ukraine; *J. Slobodnik*, Environmental Institute, Slovakia; *I. Toderas*, 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

6 (354)
том 59 • 2023

ЗМІСТ

Загальна гідробіологія

- Протасов О.О., Новосьолова Т.М., Громова Ю.Ф.* Екологічний континуум та дисконтинуум в системі річка — водойма-охолоджувач АЕС 3
- Плігін Ю.В., Железняк Н.І.* Поширення понто-каспійських макробезхребетних по європейських інвазійних коридорах: передумови, наслідки, перспективи . . 25

Рибогосподарська гідробіологія і іхтіологія

- Ткаченко П.В.* Морські види риб у Дніпровському лимані в сучасний період . . 43

Екологічна фізіологія і біохімія водних рослин

- Леонтєва Т.О., Крот Ю.Г., Усенко О.М., Коновець І.М., Кіпніс Л.С., Красюк Ю.М.* Критерії оцінки продуктивних можливостей зелених мікроводоростей (Chlorophyta) при масовому культивуванні. 62

Екологічна фізіологія і біохімія водних тварин

- Топтіков В.А., Романовська І.І., Ковтун О.О.* Протеолітична активність ензимів в органах чорноморських молюсків 73
- Захаренко М.О., Романова Е.Е., Курбатова І.М., Поляковський В.М., Тулицька О.М., Кондратюк В.М.* Екотоксикологічна оцінка ставів, забруднених стічними водами тваринницьких підприємств, за біомаркерами риб 86

Водна радіоекологія

- Волкова О.М., Беляєв В.В., Пришляк С.П., Гудков Д.І., Каглян О.Є., Скиба В.В.* Техногенні радіонукліди у гідробіонтах водойм півночі України 100
- Показчик статей, опублікованих у «Гідробіологічному журналі» у 2023 р.* 120

Затверджено до друку Вченою радою інституту (протокол № 11 від 27.10.2023 р.)

Адреса редакції та видавця

Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 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 21.11.2023. Формат 70×108/16. Гарн. Minion Pro.
Ум. друк. арк. 8,75. Обл.-вид. арк. 13,9. Тираж прим. Зам. №

Віддруковано ТОВ «Про формат». Україна, 04080, м. Київ, вул. Кирилівська, 86.
Свідоцтво про внесення суб'єкта видавничої справи ДК № 5942 від 11 січня 2018 р.

ЗАГАЛЬНА ГІДРОБІОЛОГІЯ

УДК (574.63:621.311.25)

О.О. ПРОТАСОВ, д. б. н., проф., пров. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: pr1717@ukr.net
ORCID 0000-0002-0204-2007

Т.М. НОВОСЬОЛОВА, мол. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: labtech-hb@ukr.net
ORCID 0000-0002-9594-9846

Ю.Ф. ГРОМОВА, к. б. н., ст. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: yulia.gromova@gmail.com
Гельмгольц-Центр екологічних досліджень,
Брюкштрасе 3а, 39114, Магдебург, Німеччина
e-mail: yuliia.hromova@ufz.de
ORCID 0000-0003-4684-6864

ЕКОЛОГІЧНИЙ КОНТИНУУМ ТА ДИСКОНТИНУУМ В СИСТЕМІ РІЧКА — ВОДОЙМА-ОХОЛОДЖУВАЧ АЕС

У статті розглядаються деякі особливості структури угруповань фіто- та зоопланктону в системі річка — водойма-охолоджувач. Річка впадає у водойму та є її основним вододжерелом. Структуру планктону даної системи розглянуто з позиції концепції континуума трьох родів: континуума нерозрізненості, градієнтного та метамерного континуумів. Показано дискретно-континуальну структуру планктону водотоку, в якому є кілька лентичних елементів у вигляді ставків, та континуальну структуру планктону в охолоджувачі. Метамерний континуум виявлено для фітопланктону лентичних ділянок річкової системи (ставки та естуарії). Для кількісної оцінки екологічного континуума запропоновано новий показник — індекс континуальності (Ik).

Ключові слова: фітопланктон, зоопланктон, структура угруповання, індекс континуальності.

Поняття екологічного континуума входить до числа основних у Водній рамковій директиві ЄС [20]. Підтримання континуальних умов, зокрема біотопічних, як у просторі, так і у часі, є обов'язковою умовою еко-

Ц и т у в а н н я: Протасов О.О., Новосьолова Т.М., Громова Ю.Ф. Екологічний континуум та дисконтинуум в системі річка — водойма-охолоджувач АЕС. *Гідробіол. журн.* 2023. Т. 59. № 6. С. 3—24.

логічного потенціалу, що наближений до максимального [23]. Континуальність та дискретність виступають важливими характеристиками організації угруповань та екосистем, причому ці характеристики мають власне різноманіття [30, 33]. Причини та чинники, що визначають дисконтинуальні умови, не є завжди очевидними, як у випадку фізичного переривання лотичних умов греблями. Різноманіття континуумів є і в даному випадку: при гідравлічному континуумі є дисконтинууми гідрологічний (водотоки і водойми відокремлені) та екологічний (лотичні і лентичні умови суттєво розрізняються). Особливо важливим є підтримка екологічного континуума в антропогенних водоймах, техноекосистемах.

Гідробіологія річок є однією з найбільш розроблених областей континентальноводної гідробіології в цілому [1, 17, 18, 22, 27, 34, 36]. Континуальна організація річкових екосистем добре моделюється в концепції річкового континуума [35], що вже давно обговорювалась в роботах з дослідження структури бентичних [3, 4], рибних угруповань [6]. Одним із важливих чинників впливу людини на річкові системи є їхня фрагментація через створення гребель, що призводить до формування контактуючих між собою ділянок систем як лотичного, так і лентичного типу [21]. Переривання річкового континуума може мати і природний характер [16, 26]. Але недостатньо досліджено ситуації, коли річка межує з техногенною водоймою.

Метою даної роботи було: встановити особливості континуально-дискретної організації планктонних угруповань у системі мала річка — технічна водойма – охолоджувач енергетичної станції.

Матеріал і методика досліджень

Водойма-охолоджувач Хмельницької АЕС (ВО ХАЕС) є штучно створеним водосховищем у заплаві р. Гнилий Ріг, об'ємом близько 120 млн. м³ і площею близько 20 км². Опис ВО та його характеристики наведено в [15]. Річка Гнилий Ріг є притокою р. Вілія і одним із вододжерел ВО (впадає у південну його частину). Довжина річки складає 28 км, площа водозбору — 201 км², який весь знаходиться у 30-кілометровій зоні ХАЕС. Частково, нижче с. Білотин річка штучно спрямлена (каналізована), ширина русла до 5—7 м, глибина в межень становить 0,2—0,5 м, швидкість течії 0,3—0,5 м/с. На річці створено низку ставків в районі сіл Комини, Співаки та Білотин. За рахунок високого рівня води у ВО заплава частково затоплена, утворивши розширення річки в районі контакту з ВО. Між цим розширенням естуарного типу (далі – естуарій) і ВО побудована гребля з прораном, через який стік річки надходить у ВО. Щорічно водойма-охолоджувач акумулює стік р. Гнилий Ріг об'ємом близько 24 млн. м³. Наявність греблі і вузький проран ускладнюють переміщення вод з ВО в нижню частину річки, в естуарій. Річка та розташовані на ній ставки далі у статті будуть розглядатись як система р. Гнилий Ріг.

Дослідження гідробіологічного режиму ВО та всієї техноекосистеми АЕС проводяться вже більше 20 років [13, 15, 28, 32], а на р. Гнилий Ріг [2, 8, 12, 14] з 2015 р. виконуються в контактi з науковцями національного

парку «Мале Полісся». Постійний контроль гідрохімічних показників проводить Еколого-хімічна лабораторія відділу охорони навколишнього середовища ХАЕС.

Дослідження проводили у ранньоосінній період 2021 р. ХАЕС знаходилась в режимі роботи двох енергоблоків. Проби фіто- та зоопланктону відбирали у пелагічній частині ВО по всій акваторії (рис. 1), у р. Гнилий Ріг — на руслових ділянках (на тальвезі). В естуарії на станціях ближче до греблі (ст. 39, 40) і на ділянці контакту річки та естуарію (ст. 87), а також у ставках — в пелагічній частині на чистоводді (рис. 2). Проби фітопланктону на всіх станціях відбирали з поверхневого горизонту. Проби зоопланктону у ВО — здійснюючи вертикальні тотальні лови з глибини 3 м до поверхні, у р. Гнилий Ріг разом з естуарієм — з поверхневого шару, фільтруючи 50 дм³ води через планктонну сітку (газ № 70). Опрацьовували матеріал за загальноприйнятими в гідробіології методиками [5]. Назви та систематичну приналежність таксонів фітопланктона надано згідно [24]. Домінуючим вважали вид або НІТ (нижчий ідентифікований таксон), коли його показник складав не менше 50 % від загальних показників рясності (чисельність, біомаса). У випадку, якщо частка найбільш рясного виду була менше 50 %, до домінантних відносили види, сумарна частка яких складала не менше 50 % від загального показника.

Подібність таксономічного складу оцінювали за коефіцієнтами Серенсена та Смірнова [10]. Різноманіття визначено за індексом Шеннона [10]. Кластерний аналіз проводили за методом Брея-Кертіса [19, 29]. При розрахунках середніх значень вказано стандартне відхилення [11]. Паралельно з відбором проб проводили заміри температури, електропровідності, рН та прозорості води за диском Секкі. Також відібрано проби для визначення гідрохімічних показників. Обробка гідрохімічних проб виконана Еколого-хімічною сертифікованою лабораторією ХАЕС за стандартними методами.

Результати досліджень

Термічні умови у всій дослідженій системі значно відрізнялися. В охолоджувачі температура була від 23,6 до 28,2 °С. У західному, просторово найбільш віддаленому від скиду підігрітих вод районі було відмічено мінімальну температуру, максимальну — на виході з відвідного каналу. В річці температура зростала від верхів'я (12,2 °С) до естуарію (18,2 °С). На лотичних ділянках температура завжди була нижчою, ніж на сусідніх лентичних.

Показники прозорості води за диском Секкі у ВО були досить близькими у всіх районах — від 0,9 до 1,1 м. У ставках на річці прозорість становила близько 1 м, на ділянках річки — до дна (глибина близько 0,3—0,5 м).

Електропровідність води у всій системі значно змінювалась. В охолоджувачі можна було виділити дві зони. До першої входили західний, центральний райони, західна частина північного. Тут середній показник становив 690±7 мкСм/см. У східній частині, включаючи і південний рай-

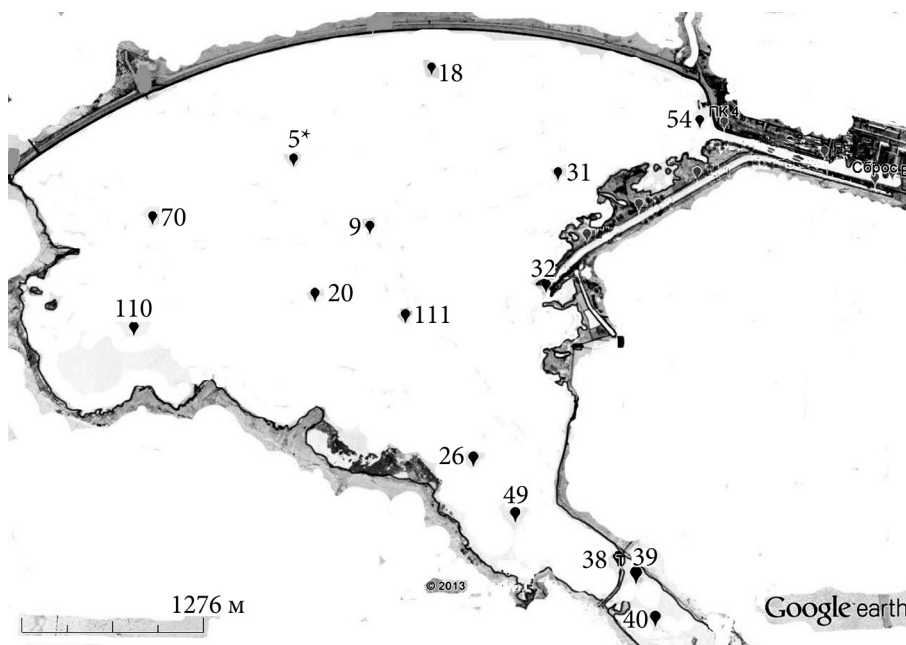


Рис. 1. Схема станцій досліджень водойми-охолоджувача Хмельницької АЕС, вересень 2021 р.

он, електропровідність була дещо нижчою — 670 ± 25 мкСм/см. Це, ймовірно, пов'язано з впливом стоку р. Гнилий Ріг, де показник був 340 мкСм/см, а також завдяки підкачуванню додаткової води у східній частині північного району з кар'єру, який пов'язаний з р. Горинь, де показник був 390 мкСм/см. Хоча різниця між показниками електропровідності по ділянках ВО не була великою, слід відмітити саме тенденцію зниження, тому що весь водний масив у ВО піддається значному впливу техногенної циркуляції та перемішування.

Розподіл показників рН по акваторії ВО був рівномірний (8,56—8,50). Досить високі значення ($8,67 \pm 0,06$), очевидно, пов'язані з процесами первинного продукування. У р. Гнилий Ріг значення рН були ближче до нейтральних та поступово збільшувались від верхів'я до естуарію (7,10—7,85).

Рівень значень показників мінерального азоту був нижчим у ВО, ніж у річці. Суттєвої залежності показників від локалізації станцій ВО не виявлено. Дуже низька концентрація нітратів у ВО ($0,087 \pm 0,011$ мг N/дм³) пов'язана з масовим розвитком фітопланктону. Показники амонійного азоту у верхів'ї р. Гнилий Ріг (0,45 мг N/дм³) та на ділянці біля с. Комини (0,54 мг N/дм³) були у 2 рази вищими, ніж у ВО ($0,23 \pm 0,04$ мг N/дм³). Вниз за течією вони поступово знижувались і на ділянці в районі гідрометеопосту вже були на такому самому рівні, що і у ВО. В той же час розподіл нітратів вздовж течії мав інші особливості: максимальні показники було зареєстровано на ділянці гідрометеопосту (0,601 мг N/дм³), на інших

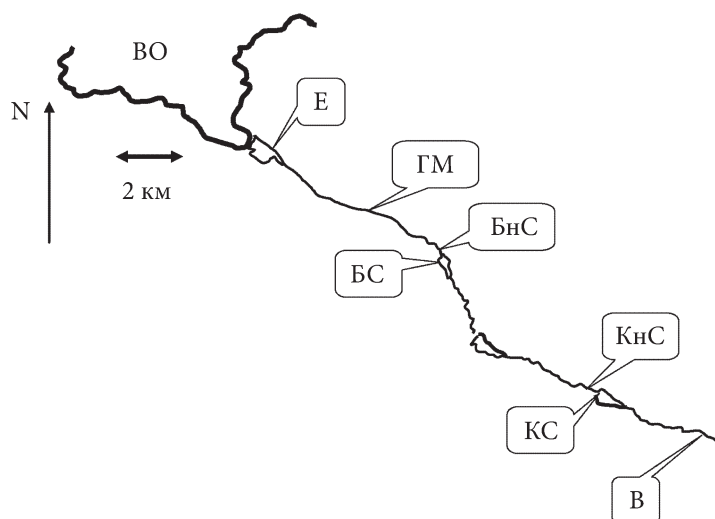


Рис. 2. Схема станцій досліджень р. Гнилий Ріг: В — верхів'я річки (ст. 33); КС — с. Комини, ставок; КнС — с. Комини, річка нижче ставка; БС — с. Білотин, ставок; БнС — с. Білотин, річка нижче ставка; ГМ — гідрометеопост; Е — естуарій (ст. 39, 40, 87), вересень 2021 р.

досліджених станціях їхні значення були в декілька разів меншими ($0,171 \pm 0,045$ мг N/дм³). Таким чином, річка є чинником поповнення водойми-охолоджувача сполуками азоту.

Концентрація фосфору фосфатів у ВО досягала $0,263 \pm 0,006$ мг P/дм³. Розподіл показників по акваторії був рівномірним. Незначне підвищення (до $0,277$ мг P/дм³) в районі виходу відвідного каналу (ст. 32), ймовірно, викликане впливом скиду води з очисних споруд, які є основним зовнішнім джерелом фосфатів для ВО [7]. На всіх ділянках річки концентрація фосфору фосфатів у воді була на порядок нижчою, ніж у ВО ($0,020 \pm 0,003$ мг P/дм³).

Таксономічне багатство *фітопланктону* ВО у 2021 р. складало 80 НІТ і було у межах значень попередніх років [15, 32]. По відділах: Euglenophyta та Ochrophyta налічували по одному НІТ, Charophyta, Miozoa, Cryptophyta — по два НІТ, Cyanobacteria — чотири, Bacillariophyta — 18, Chlorophyta — 50 НІТ.

Фітопланктон р. Гнилий Ріг налічував 55 НІТ з 8 відділів (Miozoa, Euglenophyta — по одному НІТ, Cryptophyta та Charophyta — по два, Cyanobacteria та Ochrophyta — по чотири, Chlorophyta та Bacillariophyta — по 21 НІТ). Багатство фітопланктону по акваторії ВО на окремих станціях було в межах 19—32 НІТ при тому, що мінімальні та максимальні показники відмічено на сусідніх станціях: на виході з відвідного каналу (ст. 32) та на ст. 31. У фітопланктоні р. Гнилий Ріг коливання значень багатства між станціями було більшим (6—29 НІТ на окремих станціях), а питоме

багатство (середня кількість НІТ на одну пробу) було нижчим, ніж у ВО (відповідно $13,1 \pm 8,5$ та $24,8 \pm 3,8$ НІТ в пробі). Мінімальні показники зареєстровано у верхів'ї та на ділянці річки в районі великої конгрегації перлівниць на відстані близько 100 м від греблі в с. Білотін, де вода піддається істотній біофільтрації [14], максимальні — у естуарії, тут багатство було на тому самому рівні, що й у ВО. Таксономічна структура фітопланктону на всій акваторії ВО характеризувалась значним переважанням Chlorophyta у флористичному спектрі, на другому місті були представники Bacillariophyta. Подібну структуру мав фітопланктон естуарію та ставка біля с. Комини. На інших ділянках річки найбільша кількість НІТ була у Bacillariophyta. Представники Ochrophyta відмічені лише у фітопланктоні річки, натомість водорості відділу Charophyta — лише на деяких станціях у ВО (рис. 3).

Оцінка таксономічної подібності фітопланктону. Подібність складу фітопланктону за коефіцієнтом Серенсена у ВО була досить високою ($0,62 \pm 0,07$ по всій матриці подібності). Подібність фітопланктону річкової системи була низькою ($0,21 \pm 0,14$). Виключення становила ситуація, що склалася на станціях КС та КнС (ставок та річка нижче ставка біля с. Комини), подібність фітопланктону тут досягала 0,60. Станції розташовано близько одна від одної та на станції нижче ставка, вірогідно, ще сильно відчувався вплив ставка. В той же час на станціях БС та БнС (ставок та нижче ставка біля с. Білотин) значення подібності складу фітопланктону було нижчим за значущі величини (0,44). Кластерний аналіз за методом Брея-Кертиса наочно показує картину подібності складу фітопланктону (рис. 4).

Аналіз таксономічної подібності складу фітопланктону за індексом Смірнова показав, що найбільшими значеннями оригінальності (більше 100) характеризувався фітопланктон на ділянках річки. Головним чинником, що впливав на оригінальність фітопланктону на більшості станцій у даній виборці, була наявність рідкісних (з малою частотою трапляння) видів у складі. У фітопланктоні естуарію відмічено шість оригінальних видів, що зустрічались лише на цій станції, на станції Комини ставок — чотири оригінальних види. Станції, де у складі фітопланктону було хоча б три рідкісні види, мали високу оригінальність за Смірновим. Виключення становила ст. 38, де високий рівень оригінальності визначався не наявністю рідкісних видів, а відсутністю банальних. Більшість станцій ВО мали низьку оригінальність.

Частота трапляння. Розподіл НІТ фітопланктону за частотою трапляння мав особливості як у різних водних об'єктах, так і в усій системі. Кількість НІТ з частотою трапляння нижче 50 % у фітопланктоні ВО складала 72,2 %, р. Гнилий Ріг — 94,5 %, системи річка — ВО — 83,8 %. Відповідно, різний вигляд на графіках (рис. 5) мають лінії тренда: для всієї системи в цілому лінія тренда помірно крута та по всій своїй довжині має увігнуту форму; для ВО — крута увігнута, у верхній частині випукла; для річки лінія тренда полого і увігнута.

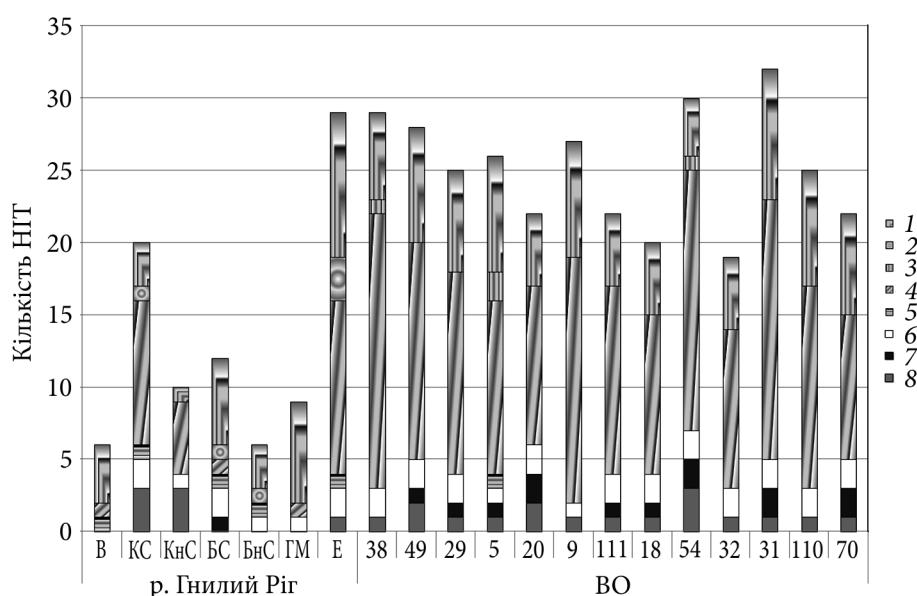


Рис. 3. Багатство НІТ фітопланктону по відділах р. Гнилий Ріг та водойми-охолоджувача Хмельницької АЕС, вересень 2021 р.: 1 — Bacillariophyta; 2 — Ochromyces; 3 — Charophyta; 4 — Chlorophyta; 5 — Euglenophyta; 6 — Cryptophyta; 7 — Dinophyta; 8 — Cyanobacteria. Тут і на рис. 4, 6, 9, 10, 12 — розташування та позначки станцій див. на рис. 1 і 2.

З усього складу НІТ не було жодного таксона, який би зустрічався на всіх станціях системи. Окремо у ВО, з більш гомогенними біотопічними умовами, зареєстровано сім видів із стовідсотковою частотою трапляння. Серед них *Aulacoseira granulata* (Ehrenberg) Simonsen по всій акваторії за чисельністю та біомасою регулярно входила до складу домінантних комплексів та на більшості станцій була монодомінантом за біомасою.

Розподіл фітопланктону по станціям системи р. Гнилий Ріг був гетерогенним. Лише один вид *Rhodomonas pusilla* (Bachmann) Javornický був відмічений на шести з семи вивчених станцій (частота трапляння 86 %), *Trachelomonas volvocina* (Ehrenberg) Ehrenberg — на п'яти станціях (частота трапляння 71 %), *A. granulata* — на чотирьох (57 %). На деяких станціях ці види за чисельністю або біомасою входили до складу домінантних, але ніколи не досягали ступеня монодомінування. Всі інші НІТ фітопланктону річки мали частоту трапляння менше 50 %.

Показники рясності фітопланктону. Чисельність фітопланктону річки складала $8,81 \pm 17,11$ млн. кл/дм³, її розподіл за профілем був закономірно нерівномірним (рис. 6, а), коефіцієнт варіації (CV) дорівнював $194,2 \pm 17,8$ %. В той же час у ВО середні показники чисельності були вищими ($15,78 \pm 3,88$ млн кл/дм³) та їхній розподіл по акваторії був досить гомогенним (CV = $24,6 \pm 4,6$ %).

Біомаса фітопланктону річки була нижчою, ніж у ВО (відповідно $1,33 \pm 1,35$ та $17,57 \pm 7,38$ мг/дм³). Розподіл біомаси відбувався за тими са-

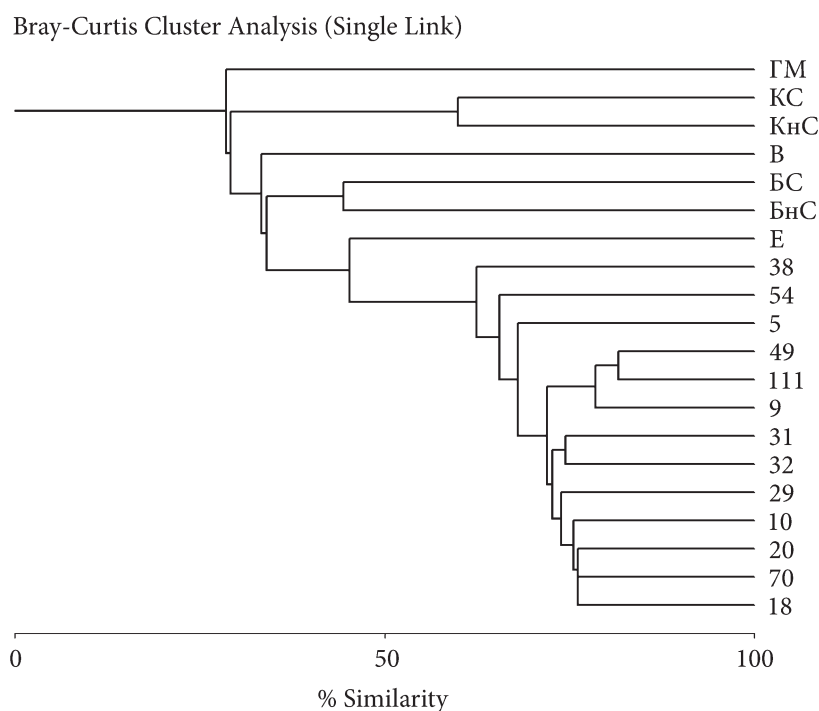


Рис. 4. Подібність складу НІТ фітопланктону в системі р. Гнилий Ріг та у водоймі-охолоджувачі Хмельницької АЕС, вересень 2021 р.

ними закономірностями, що її чисельності (рис. 6, б): у річці CV біомаси = $101,8 \pm 15,5$ %, у ВО CV біомаси = $42,0 \pm 7,1$ %.

Ценотична структура фітопланктону. Важливою характеристикою для виділення угруповань фітопланктону є розподіл домінантів за біомасою. У ВО основу біомаси по всій акваторії формувала *A. granulata* (від 37,1 до 78,6 %), до якої на деяких станціях приєднувався *Ceratium hirundinella* (O.F.Müller) Dujardin (від 11,1 до 28,6 %). В той же час, домінантні комплекси у фітопланктоні системи річки налічували 10 НІТ, і їхні списки по станціях розрізнялися. Структура домінування на різних станціях системи річки змінювалась від моно- (0,86 біт/мг за індексом Шеннона) до полідомінантної (3, 58 біт/мг). На станціях з лентичними умовами (естуарій та два ставки) домінантні комплекси були досить подібними і за складом та структурою об'єднувались в один кластер (рис. 7).

Характер розподілу біомаси фітопланктону в угрупованнях на різних ділянках річки та у ВО мав особливості. На ділянках з лентичними умовами структура домінування була більш вирівненою, ніж на лотичних ділянках річки.

На підставі аналізу подібності складу (див. рис. 4), розподілу показників рясності (див. рис. 6), а також характеру домінування (див. рис. 7) були виділені угруповання фітопланктону у системі річка Гнилий Ріг — ВО (табл. 1).

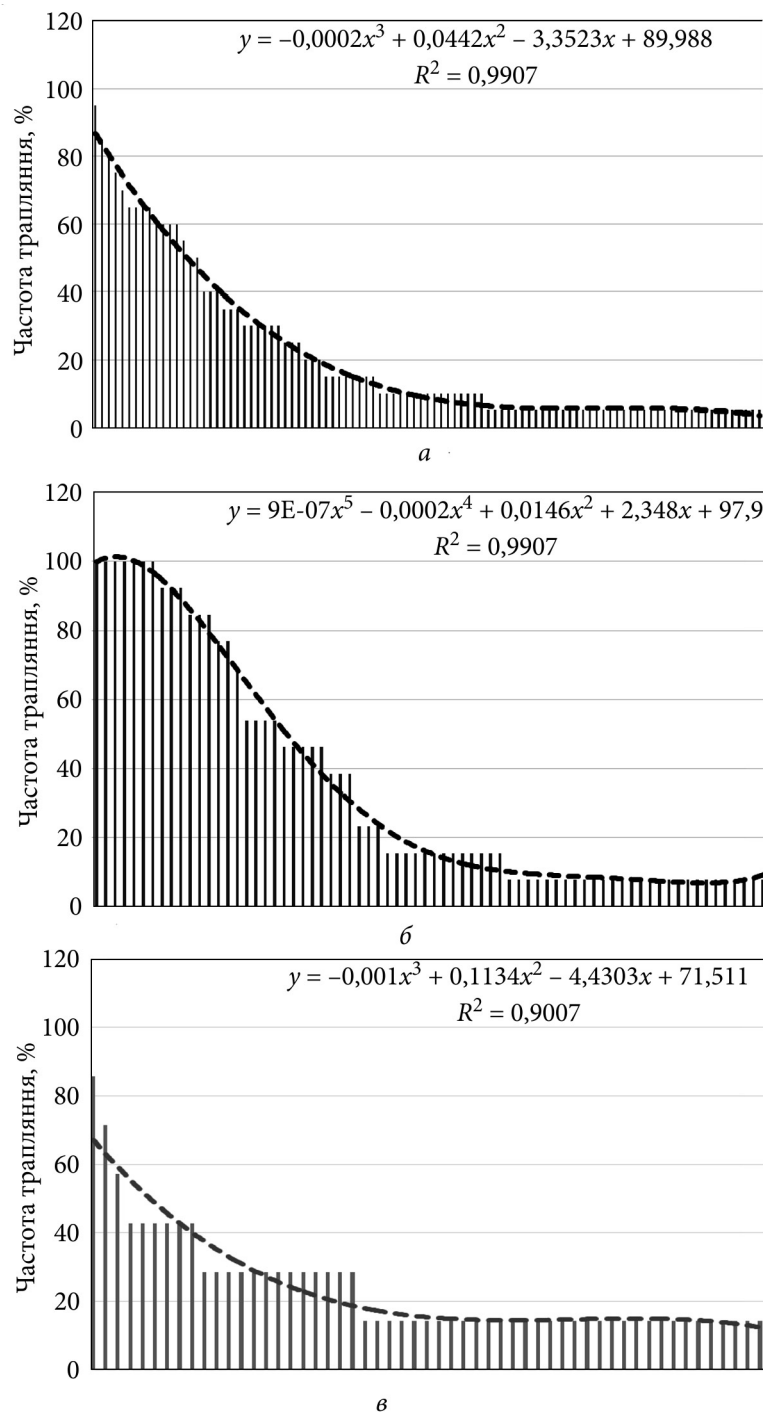


Рис. 5. Розподіл НІТ фітопланктону за частотою трапляння: *а* — для всієї системи; *б* — для ВО; *в* — для р. Гнилий Ріг. * На осі *x* представлено ранговий розподіл НІТ за частотою трапляння

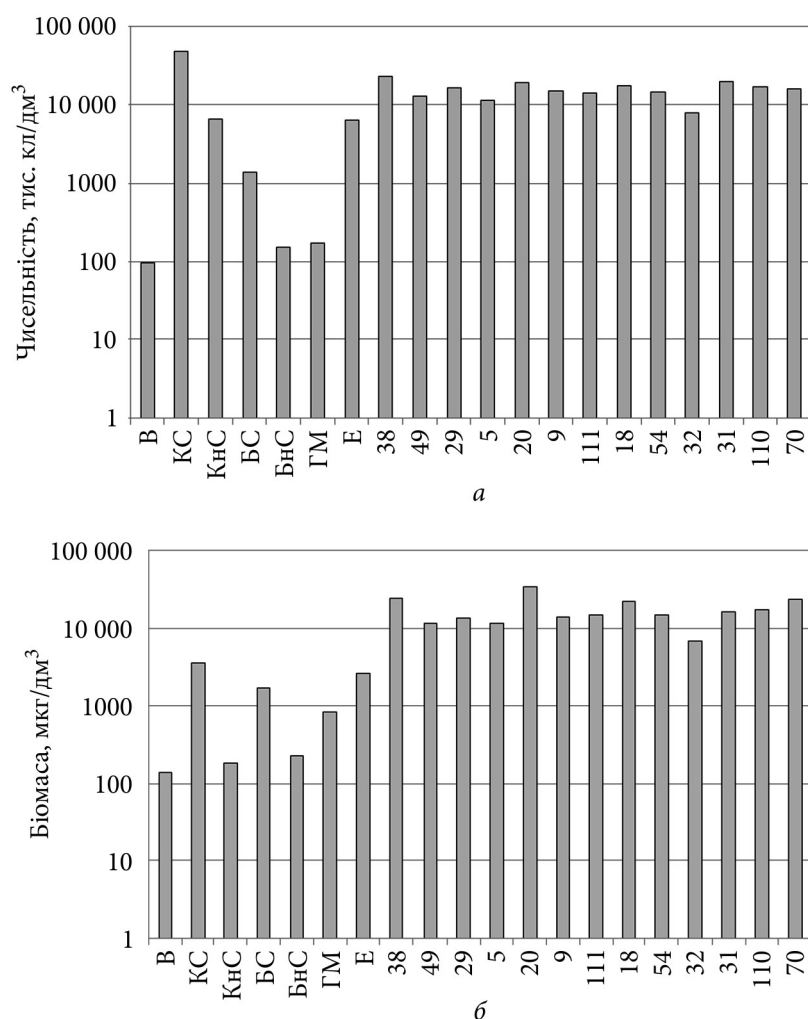


Рис. 6. Чисельність (а) і біомаса (б) фітопланктону р. Гнилий Ріг та водойми-охолоджувача Хмельницької АЕС, вересень 2021 р.

Біотопічне різноманіття р. Гнилий Ріг обумовило формування декількох угруповань фітопланктону вздовж течії річки. На кожній окремій ділянці, що характеризувалася лотичними умовами, виділялося окреме оригінальне угруповання. Спільними їхніми рисами було низьке багатство НІТ та кількісних показників на більшості ділянок, порівняно із такими характеристиками фітопланктону ВО, ставків та естуарія. Угрупування, як видно з їхніх назв (див. табл. 1), різнилися за складом домінантів, в деяких випадках навіть на рівні відділів, також мали різну структуру домінування. В той же час, на лентичних ділянках річкової системи (естуарій та ставки), незважаючи на їхню віддаленість одна від одної в просторі, формувалися однойменні та близькі за своїми характеристиками угруповання. Вони визначалися вищим рівнем розвитку та вираженою

Таблиця 1
Характеристики угруповань фітопланктону на ділянках р. Гнилий Ріг і водойми-охолоджувача Хмельницької АЕС, вересень 2021 р.

Ділянки водних об'єктів*	Угруповання (назва за домінантами в біомасі)	Кількість НІТ	Н/Н, біт/екз	Н/В, біт/мг	I/N	I/V	Чисельність, млн. кл/дм ³	Біомаса, мг/дм ³
р. Гнилий Ріг								
Верхів'я	Nitzschia linearis + Trachelomonas volvocina	6	2,52	1,90	0,98	0,74	0,098	0,14
Комини, ставок	Cryptomonas sp. + Trachelomonas volvocina + Fragilaria tenera	20	2,47	3,28	0,57	0,76	47,07	3,57
Комини, нижче ставка	Mucidosphaerium pulchellum	10	2,14	1,82	0,64	0,55	6,54	0,18
Білотин, ставок	Cryptomonas sp. + Aulacoseira granulata	12	3,15	3,58	0,88	0,72	1,40	1,75
Білотин, нижче ставка	Placoneis elginensis	6	2,42	1,72	0,94	0,67	0,15	0,22
Гідрометеопост	Melosira varians	9	2,75	0,86	0,87	0,27	0,17	0,84
Естуарій	Cryptomonas sp. + Dinobryon divergens + Rhodomonas pusilla	29	3,66	3,51	0,75	0,72	6,23	2,58
Водойма-охолоджувач								
Ст. 38, 49, 29, 5, 20, 9, 111, 18, 54, 32, 31, 110, 70	Aulacoseira granulata	74	3,99	2,29	0,65	0,37	15,78	17,57

Примітка. * Тут і в табл. 2: розташування та позначки станцій див. на рис. 1 і 2; Н/Н — різноманітність за чисельністю, Н/В — різноманітність за біомасою.

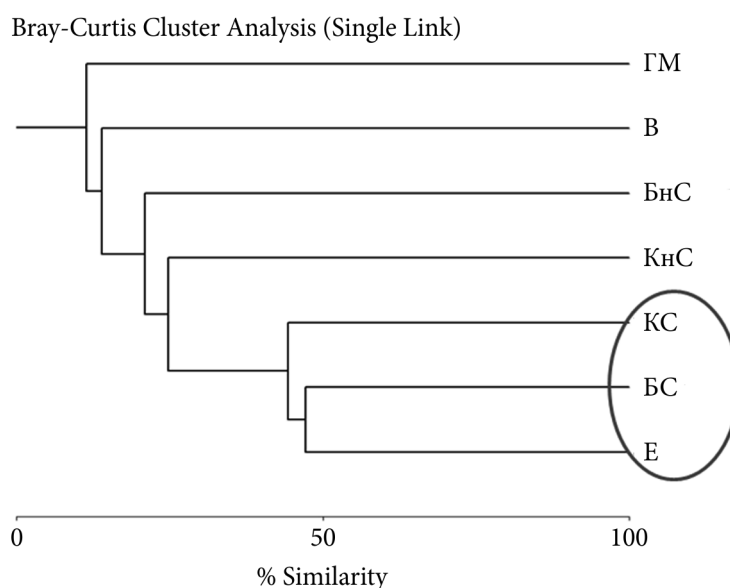


Рис. 7. Подібність фітопланктону за складом та структурою домінуючих за біомасою комплексів р. Гнилий Ріг

полідомінантною структурою. Фактично ці угруповання можна вважати модифікаціями угруповання *Cryptomonas* sp.

Мінімальні розбіжності у складі, кількісних показниках та структурі фітопланктону між окремими станціями ВО свідчать про його континуальний розподіл і дають можливість говорити про формування єдиного угруповання на всій акваторії. Це угруповання характеризувалось високим рівнем багатства (середня кількість НІТ в пробі — $24,8 \pm 3,8$) та рясності. Слід зазначити, що високе багатство НІТ цього загального угруповання частково пов'язане із великою кількістю досліджених станцій, що об'єднані в ньому.

Зоопланктон. Рівень таксономічного багатства зоопланктону р. Гнилий Ріг та ВО був у межах значень попередніх років [2, 25, 31, 32]. Кількість таксонів зоопланктону у р. Гнилий Ріг (53 НІТ, включаючи 27 Rotifera, 17 Cladocera, 9 Copepoda) була вищою, ніж у ВО (33 НІТ, у тому числі 14 Rotifera, 11 Cladocera, 7 Copepoda та велігери *Dreissena*). Таксономічне багатство зоопланктону в контактній зоні цих водних об'єктів — в естуарії річки та південному районі ВО також помітно відрізнялось. Кількість НІТ в естуарії становила 36, що було схожим з таким у річці вище (37 НІТ). У південному районі ВО, куди впадає річка (станції 29, 49, 38—49¹, 38), виявлено 29 із 33 НІТ на решті акваторії ВО. Кількість НІТ зоопланктону в річці, у тому числі в межах естуарію, змінювалась в більш широкому діапазоні, ніж у ВО. Найменше НІТ-багатство в межах річки

¹ Станція 38-49 розташована між ст. 38 та 49.

виявлено в естуарії при впадінні у ВО (12 НІТ) та у верхів'ї (13 НІТ), найбільше — на ділянці русла нижче ставка біля с. Комини (27 НІТ). Кількість НІТ зоопланктону на станціях ВО змінювалась у межах 21—27, з найбільшими значеннями у східному (ст. 31) та південному районах (ст. 38) (рис. 8).

Оцінка таксономічної подібності. Порівняння складу зоопланктону в системі річка — ВО показало низьку подібність: значення індексу Серенсена змінювались у межах 0,15—0,47. Подібність складу зоопланктону в межах річки була також невисокою — 0,21—0,58, за винятком зоопланктону ставка та ділянки русла, розташованої безпосередньо нижче ставка біля с. Комини (0,73 за індексом Серенсена). Склад зоопланктону ВО був досить одноманітним по всій акваторії — значення індексу Серенсена були високі, змінюючись в межах 0,80—0,98. Кластерний аналіз за методом Брея-Кертиса наочно демонструє однорідність складу зоопланктону у ВО та відносну різноманітність на ділянках річки (рис. 9). Дендрограма не показує значної подібності між станціями естуарію (87, 39, 40) та південного району ВО (38, 38—49, 49, 29), куди річка впадає, незважаючи на існування гідравлічного зв'язку між ними. Це вказує на швидку трансформацію зоопланктону, який надходить з річки, до умов ВО.

Аналіз значень оригінальності видового складу зоопланктону в системі річка — ВО за індексом Смірнова показав, що своєрідним складом зоопланктону (значення оригінальності вище 100) характеризувались всі ділянки річки, за виключенням найближчої до ВО ст. 39. Своєрідності складу зоопланктону річки надавали зокрема види *Brachionus diversicornis* (Dad.), *Brachionus leydigii* Cohn, *Conochilus unicornis* Rouss., *Euchlanis deflexa* (Gosse), *Mytilina mucronata* (Müll.), *Testudinella patina* (Herm.), що

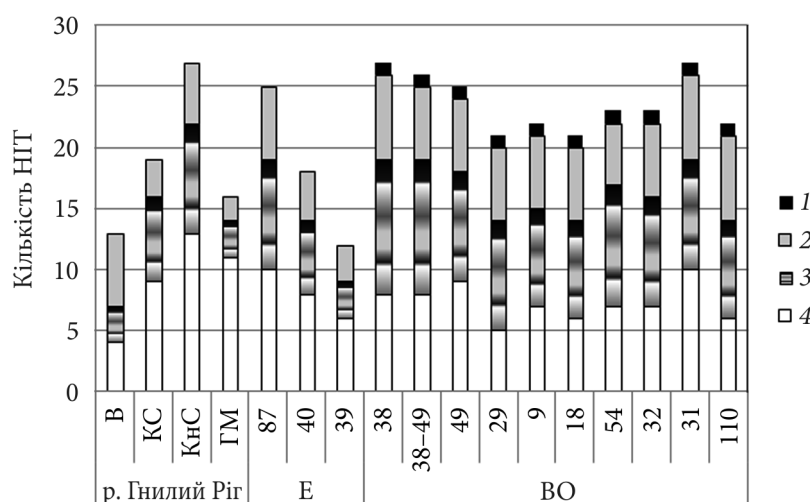


Рис. 8. Багатство НІТ зоопланктону р. Гнилий Піг та водойми-охолоджувача Хмельницької АЕС, вересень 2021 р. 1 — *Veliger Dreissena*; 2 — *Copepoda*; 3 — *Cladocera*; 4 — *Rotifera*

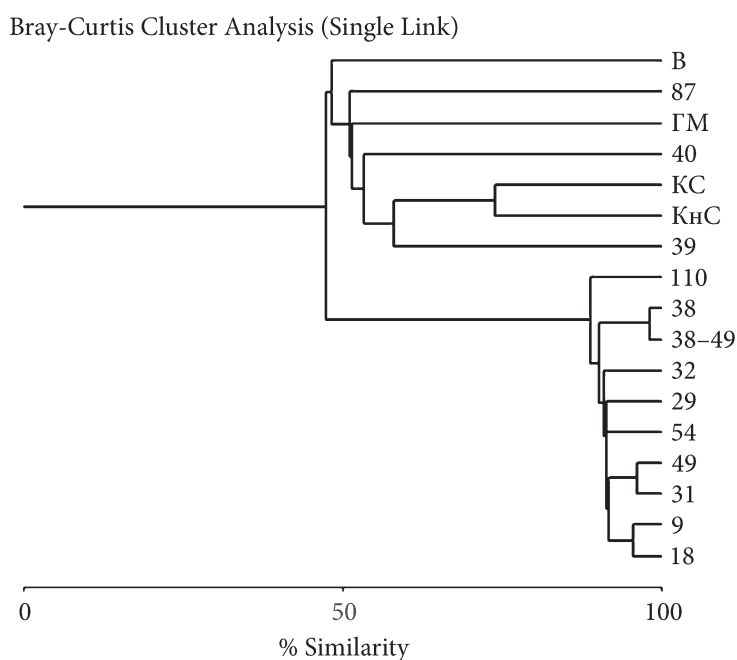


Рис. 9. Подібність станцій за складом НІТ зоопланктону р. Гнилий Ріг та водойми-охолоджувача Хмельницької АЕС, вересень 2021 р.

зустрічалися лише на окремих станціях. Найбільша кількість рідкісних НІТ для системи річка — ВО була на ст. 87 та нижче ставка біля с. Комини. Обидві станції розташовані на перехідних ділянках річки: перша — при переході річки в естуарій, друга — на ділянці виходу зі ставка.

Розподіл НІТ зоопланктону за частотою трапляння показує принципово різну картину в усій системі, в річці та ВО (рис. 10). Для системи річка — ВО і для річки окремо ранговий розподіл НІТ за частотою трапляння має увігнуту обгинальну криву, тоді як для ВО — опуклу. Це пов'язано з тим, що у ВО лише 30 % всіх НІТ мали частоту трапляння нижче 50 %, тоді як у річці — 76 %, у всій системі — 74 %. Причиною такого розподілу є біотопічна континуальність у ВО та дискретність — у річці та у всій системі. Серед НІТ з високою частотою трапляння (вище 50 %), кількість яких у ВО була більш ніж у два рази вищою, ніж у річці, лише три зустрічались в обох водоймах, причому на всіх станціях: *Bosmina longirostris* (O.F. Müll.), *Cyclopoida* juv., *Nauplii* Copepoda.

Показники рясності. Чисельність зоопланктону в пелагіалі ВО змінювалась від середніх до високих значень за градацією [9], з мінімумом 367,6 тис. екз/м³ біля виходу з відповідного каналу (ст. 32) та максимумом 1223,6 тис. екз/м³ біля входу в підвідний канал (ст. 54). Досить великі значення чисельності спостерігались у північному та південному районах ВО. Біомаса зоопланктону характеризувалась величинами від нижчих за середні до вищих за середні. Найменші значення біомаси спостерігались у

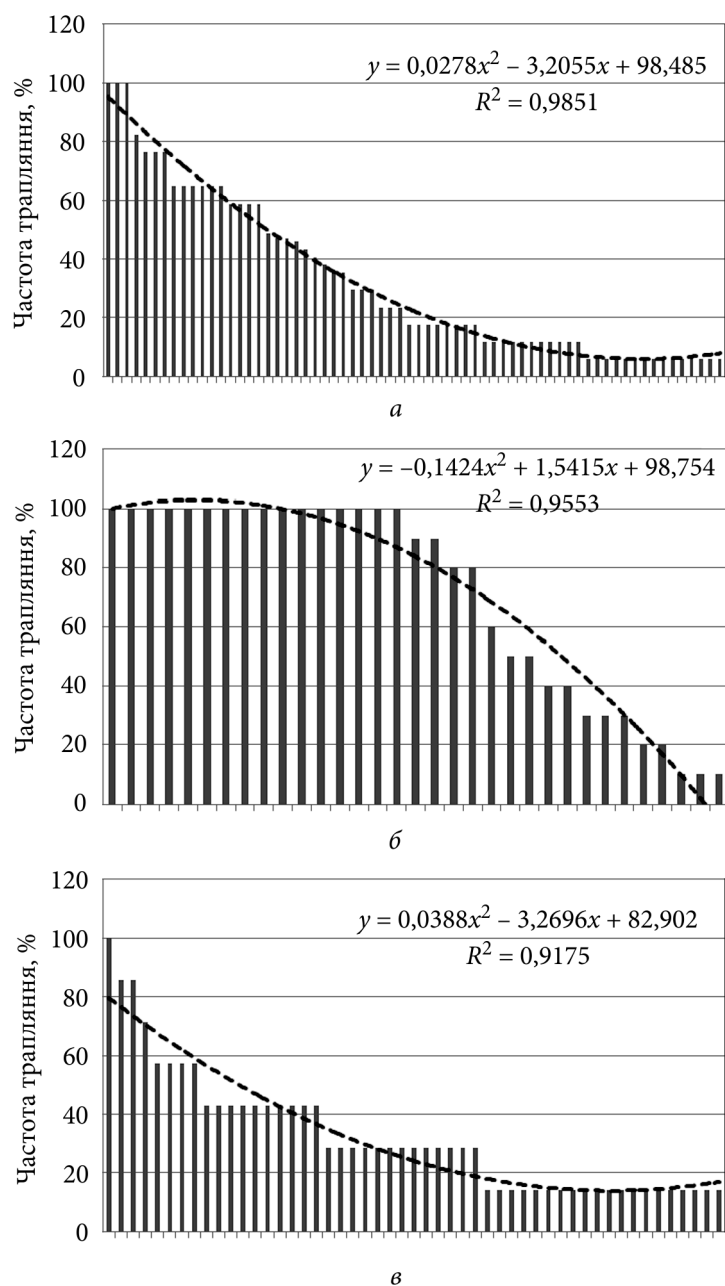


Рис. 10. Розподіл НІТ зоопланктону за частотою траплення: а — для всієї системи; б — для ВО; в — для р. Гнилий Ріг. * На осі x представлено ранговий розподіл НІТ за частотою траплення

районі виходу з відповідного каналу ($4,2 \text{ г/м}^3$), найбільші — в північному районі та ділянці південного району з боку естуарія р. Гнилий Ріг ($10,1$ — $10,6 \text{ г/м}^3$) (рис. 11).

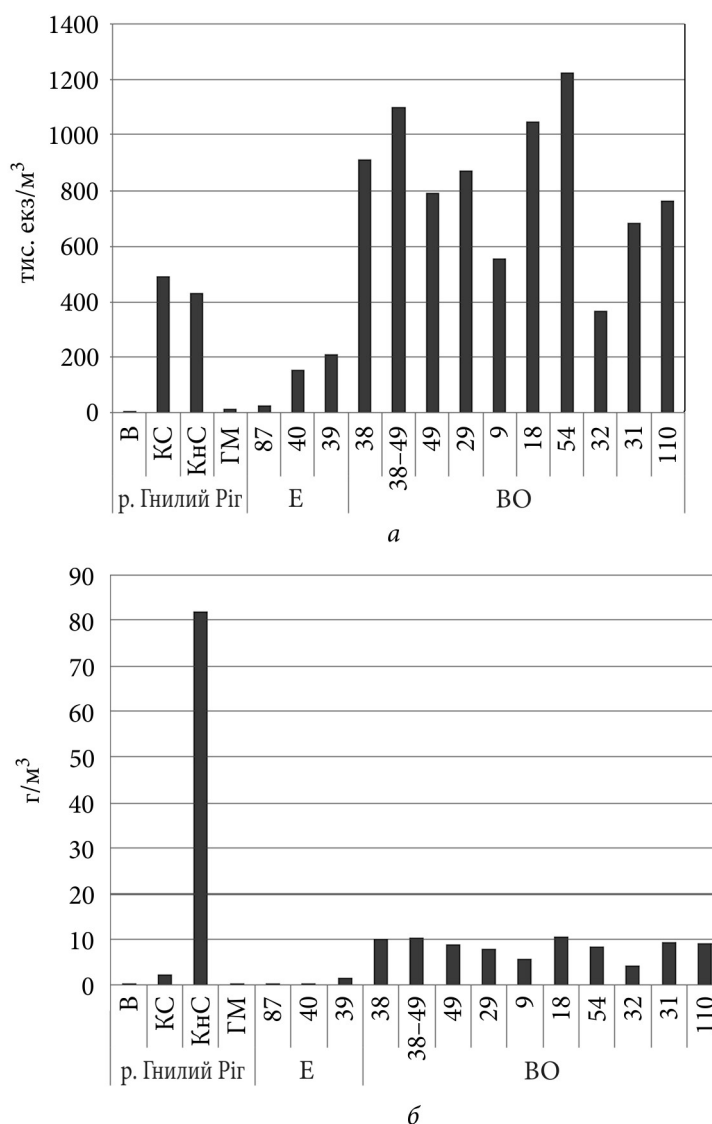


Рис. 11. Чисельність (а) і біомаса (б) зоопланктону р. Гнилий Піг та водойми-охолоджувача Хмельницької АЕС, вересень 2021 р.

Кількісний розвиток та структура зоопланктону різних ділянок річки суттєво відрізнялись. Чисельність змінювалась від дуже низьких величин (5,1 тис. екз/м³) до середніх (431,0 тис. екз/м³), біомаса — від гранично низьких (0,04 г/м³) до гранично високих (82,0 г/м³). Найнижчі значення чисельності і біомаси зоопланктону відмічені у верхів'ї річки, найбільш високі — на ділянці русла нижче ставка (див. рис. 11).

Що стосується однорідності розподілу показників чисельності, то за середнього значення чисельності для всієї системи $568\,925,6 \pm 398\,769,2$ екз/м³ значення CV становили $70,1 \pm 8,5$ %. Для ВО при середній

чисельності $833,8 \pm 257,7$ тис. екз/м³ значення CV становили $30,9 \pm 6,3$ %. Для всієї річки за середньої чисельності $190,5 \pm 190,6$ тис. екз/м³ значення CV становили $105,5 \pm 15,7$ %. Це свідчить про найбільшу гетерогенність розподілу показників чисельності у річці, якщо взяти до уваги наявність лотичних і лентичних біотопів.

При середньому значенні біомаси для всієї системи $10,2 \pm 18,9$ г/м³ значення CV становили $186,4 \pm 11,4$ %. Розподіл біомаси зоопланктону в межах ВО був більш однорідним. При середній біомасі для ВО $8,5 \pm 2,1$ г/м³ значення CV становили $24,1 \pm 5,1$ %. Для всієї річки за середньої біомаси $12,3 \pm 30,7$ г/м³ значення CV становили $248,5 \pm 18,2$ %. Найбільша гетерогенність розподілу показників рясності (біомаси) була у річці.

Ценотична структура зоопланктону. Аналіз складу та показників рясності, характеру та ступеня домінування дозволяють виділити кілька угруповань зоопланктону в досліджених водних об'єктах (табл. 2). На кожній ділянці р. Гнилий Ріг формувалось характерне угруповання зоопланктону. В естуарії виділялось три різних угруповання, які змінювали одне одного вздовж продольного профілю, їхні кількісні показники збільшувались у напрямку до греблі ВО. Таксономічна структура угруповань річки була різноманітна. Коловертки домінували у ставку біля с. Комини ($52,8$ % чисельності та $59,8$ % біомаси), переважно завдяки розвитку *Brachionus angularis* Gosse та *Asplanchna priodonta* Gosse. Гіллястовусі ракоподібні складали більшість на руслових ділянках, досягаючи $87,7$ % чисельності та $99,6$ % біомаси нижче ставка біля с. Комини, переважно завдяки масовому розвитку *Simocephalus vetulus* (O.F. Müll.). На ділянці русла в районі гідрометеопосту домінувала *B. longirostris*, у верхів'ї річки — *Ceriodaphnia quadrangula* (O.F. Müll.) (за біомасою), а при вході в естуарій (ст. 87) значну частку в біомасі складала *Sida crystallina* (O.F. Müll.). Веслоногі ракоподібні (переважно особини ювенільних стадій) були найбільш численними у верхів'ї та естуарії, де вони також переважали за біомасою. В той же час безпосередньо у ВО формувалось єдине угруповання зоопланктону, в якому переважно домінували гіллястовусі ракоподібні ($21,9$ — $70,5$ % чисельності і $49,3$ — $84,1$ % біомаси). За біомасою домінували *Chydorus sphaericus* (O.F. Müll.), *Daphnia galeata* (Sars), *B. longirostris* та *Cyclopoidea* juv. У складі угруповання спостерігались велігери дрейссени, частка яких була незначною.

Оцінка континуальності за індексом Ік. Оцінка екологічного континууму в системі річка — ВО та в окремих водних об'єктах є складним завданням. Якісно вже було відзначено існування як біотопічного дисконтинууму, з одного боку, так і континууму у просторовому розподілі окремих НІТ, показників рясності, а також ценотичних єдностей, угруповань. Для кількісної оцінки екологічної континуальності ми пропонуємо спеціальний показник — індекс континуальності (Ік). Він може бути розрахований за такою формулою:

$$I_k = 1/(B_c + CV_N + CV_B) \cdot b,$$

Таблиця 2
Характеристика угруповань зоопланктону на ділянках р. Гнилий Ріг і водойми-охолоджувача Хмельницької АЕС, вересень 2021 р.

Ділянки водних об'єктів	Угруповання (назва за домінантами в біомасі)	Кількість НІТ	Н/Н, біт/екз	Н/В, біт/мг	Чисельність, тис. екз/м³	Біомаса, г/м³	Деструкція, Дж/м³·за годину
р. Гнилий Ріг							
Верхів'я	Ceriodaphnia quadrangula	13	1,47	2,07	5,06	0,04	0,71
Ставок, с. Комини	Asplanchna priodonta	19	2,38	2,33	491,60	2,34	50,81
Нижче ставка, с. Комини	Simoccephalus vetulus	27	2,17	0,67	430,97	81,99	889,56
Гідрометеопост	Bosmina longirostris	16	1,03	0,35	13,88	0,14	2,70
Ст. 87	Sida crystallina, Nauplii, Cyclopoida juv.	25	2,23	3,19	25,24	0,14	3,09
Ст. 40	Nauplii, Cyclopoida juv.	18	1,582	2,02	156,72	0,37	18,28
Ст. 39	Nauplii	12	1,68	0,76	210,60	1,49	59,23
Водойма-охолоджувач							
Ст. 38, 38—49, 49, 29, 9, 18, 54, 32, 31, 110	Chydorus sphaericus, Daphnia galeata	33	3,180	3,027	833,81	8,51	404,86

де: V_c — відсоток (%) видів (НІТ), частота трапляння яких менше 50 %; CV_N — коефіцієнт варіації показників чисельності (%); CV_B — коефіцієнт варіації показників біомаси (%); b — коефіцієнт для конвертації отриманого значення у цілі величини, ми прийняли його рівним 10 000.

Розрахунки показали, що для зоопланктону річки значення I_k склали 23,3, для ВО — 117,2, а для всієї системи річка — ВО — 30,2. Очевидно, що ми маємо справу з певною різноманітністю показників континуальності. Раніше нами було запропоновано [33] розрізняти два роди екологічного континууму: континуум першого роду, або континуум нерозрізненості, який практично і спостерігався в нашому випадку у ВО — значення I_k тут були максимальними. Континуум другого роду — континуум градієнтний, з певними застереженнями може бути представлений річковою системою р. Гнилий Ріг, хоча тут є лотичні і лентичні ділянки, які «шикуються» в певний градієнт ценотичних угруповань, що змінюють одне одного. Як видно зі значення I_k , континуальність тут набагато, майже в 6 разів, нижча, ніж у ВО. Дійсно, гідравлічно всі водні об'єкти пов'язані між собою, а в деяких ділянках очевидний поступальний зв'язок (система ділянок та біотопів річки). Континуальність усієї системи в 4 рази менша, ніж континуальність у ВО. Цілком можливо, що тут доцільно говорити про фрактальну ієрархічну систему, як у біотопічному, так і в ценотичному сенсі.

Слід зазначити, що оцінки континуальності по фітопланктону призводять до тих самих висновків. Значення показника I_k для річки склали 25,6, для ВО — 72,0, для всієї системи — 40,5. Виявилось, що фітопланктон у ВО у 1,6 раза менш континуальний, ніж зоопланктон, тоді як для річки ці показники практично збігаються.

Обговорення результатів досліджень

Розглянута система річка — ВО, на перший погляд, є прикладом досить добре біотопічно відокремлених водних об'єктів. Однак при найближчому розгляді слід звернути увагу на ряд моментів, що ускладнюють картину. У першу чергу відзначимо, що мають місце, так би мовити, «односторонні дисконтинуальні умови». Оскільки всі об'єкти пов'язані гідравлічно течією річки, а у водоймі-охолоджувачі існують інтенсивні циркуляційні потоки, дисконтинуальність має певні обмеження. Усю систему (на цьому рівні аналізу) цілком можна і треба розглядати як єдину. Але присутність гребель і ставків на річці слід розглядати як розриви гідрологічного континууму. В таких умовах можна припустити, що планктон лотичних ділянок системи, як і лентичних (ВО, з урахуванням розмірів, своєрідного термічного режиму, навряд чи можна порівняти зі ставками), може мати подібний склад і показники рясності, подібні ценотичні угруповання. Нарешті, в біотичній континуальності повинен враховуватись просторово-часовий фактор: при перенесенні водних мас з однієї ділянки до іншої, при зміні біотопів для угруповань планктону необхідним є деякий час, щоб відбулись перебудови в структурі ценозів, тому,

при досить видимих межах різних ділянок системи, біоценотична структура може мати певні риси континуальності.

Вище було вказано на існування континуальності всієї системи, при цьому слід звернути увагу на ценотичну структуру планктону, в першу чергу фітопланктону. У двох ставках та естуарії, в лентичних умовах, формуються різні варіанти одного угруповання (*Cryptomonas* sp. + ...), що характеризуються найбільшим НІТ-багатством, високою біомасою та полідомінантною структурою. Тобто йдеться про послідовне повторювання ценотично подібних структур. Формується своєрідний континуум, який можна назвати *метамерним* (подібно до метамерної структури артропод), або континуумом третього роду. Континуум же всієї системи може бути названий *метаконтинуумом*, тим що об'єднує різні типи континуумів. Крім того, метаконтинуум, напевно, має риси системності, саме фрактальної системи, не тільки континуумів різного роду, але й континуумів різного масштабу.

Висновки

Головним чинником, що визначав континуальність, або дискретність у розподілі планктону в системі річка — ВО, були біотопічні особливості досліджених водойм та водотоків. Розподіл зоо- та фітопланктону по акваторії водойми-охолоджувача носив континуальний характер. Але, в певних умовах, взаємодія техногенних факторів циркуляції та вітрових течій може порушувати континуальність між водними масами та ценотичну континуальність [15]. Відсутність поступовості у змінах біотопів вздовж профілю річки, переривання лотичних ділянок лентичними обумовили дисконтинуальний характер розподілу планктону. Однак на ділянках з лентичними умовами (естуарій та ставки), незважаючи на їхню віддаленість у просторі (просторовий розрив континууму), формувались однойменні та близькі за своїми характеристиками угруповання фітопланктону. Ценотична структура зоопланктону в системі річка — ВО також показує існування двох варіантів континуальності: для ВО спостерігається континуум зоопланктону по всій водоймі, для річки ценотична континуальність суттєво порушена.

Запропонований спеціальний показник — індекс континуальності (Ік) дозволив дати кількісну оцінку екологічної континуальності для системи в цілому та для різних її складових.

Список використаної літератури

1. Богатов В.В., Федоровский А.С. Основы речной гидрологии и гидробиологии. Владивосток : Дальнаука, 2017. 384 с.
2. Громова Ю.Ф. Зоопланктон трансформованої малої річки прип'ятського Полісся. VIII з'їзд Гідроекол. тов-ва України : тез. доп. (6—8 лист. 2019 р., Київ). Київ, 2019. С. 24—27.
3. Жадин В.И. Фауна рек и водохранилищ. *Тр. ЗИН АН СССР*. 1940. Т. V, вып. 3—4). 992 с.
4. Жадин В.И. Донная фауна Волги от Свияги до Жигулей и ее возможные изменения. Сб. работ по проблеме реконструкции фауны Волги. *Тр. ЗИН АН СССР*. 1948. Т. 8, вып. 3. С. 413—466.

5. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод ; за ред. В.Д. Романенка. Київ : Логос, 2006. 408 с.
6. Никольский Г.В. Экология рыб. Москва : Высш. шк., 1974. 367 с.
7. Новоселова Т.Н., Голод А.В., Левицкий А.В., Протасов А.А. Контроль экологического состояния водоема-охладителя АЭС на основании данных по прозрачности воды. *Ядерная энергетика та довкілля*. 2018. Т. 11, № 1. С. 57—61.
8. Новоселова Т.М. Фітопланктон малої річки в умовах техногенного ветланду. Матеріали наук. конф. «Стан і біорізноманіття екосистеми Шацького національного природного парку» (12—15 вер. 2013 р., Шацьк). Львів : СПОЛОМ, 2013 С. 60—62.
9. Окснюк О.П., Жданова Г.А., Гусынская С.Л., Головки Т.В. Оценка состояния водных объектов Украины по гидробиологическим показателям. 1. Планктон. *Гидробиол. журн.* 1994. Т. 30, № 3. С. 26—31.
10. Песенко Ю.А. Принципы и методы количественного анализа в фаунистических исследованиях. Москва : Наука, 1982. 287 с.
11. Плохинский Н.А. Биометрия. Москва : Изд-во Моск. ун-та, 1970. 368 с.
12. Протасов А.А., Силаева А.А., Новоселова Т.Н., Игнатенко И.И. Техно-ветланды: особенности структуры, использования и изучения: Екологія водно-болотних угідь та торфовищ (зб. наук. статей). Київ : НВП «Інтерсервіс», 2014. С. 198—202.
13. Протасов А.А., Синицына О.О., Калиниченко Р.А. и др. Планктон, бентос и перифитон водоема-охладителя Хмельницкой АЭС. *Гидробиол. журн.* 2000. Т. 36, № 1. С. 14—29.
14. Силаева А.А., Протасов А.А., Новоселова Т.Н., Громова Ю.Ф. Влияние фильтрационной активности Unionidae на планктонную подсистему малой реки. *Наук. Вісник Ужгород. ун-ту. Сер. Біологія*. 2016. Вип. 41. С. 44—47.
15. Техно-экосистема АЭС. Гидробиология, абиотические факторы, экологические оценки / Под ред. А.А. Протасова. Киев, 2011. 234 с.
16. Экосистема малой реки в изменяющихся условиях среды / Под ред. А.В. Крылова, А.А. Боброва. Москва : Тов-во науч. изд. КМК, 2007. 372 с.
17. Allan J.D. Stream Ecology: Structure and Function of Running Waters. London : Chapman & Hall, 1995. 388 p.
18. Arscott D., Tockner K., Nat D., Ward J. Aquatic habitat dynamics along a braided alpine river ecosystem (Tagliamento river, Northern Italy). *Ecosystems*. 2002. Vol. 5. P. 802—814.
19. Bray-Curtis dissimilarity https://en.wikipedia.org/wiki/Bray-Curtis_dissimilarity (дата звернення 20.05.2023).
20. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. URL: <http://data.europa.eu/eli/dir/2000/60/oj> (дата звернення 20.05.2023).
21. Dubrovsky Y. Features of quasi-natural ecosystems and their role in the Conservation of Biodiversity. *Ecology and Evolutionary Biology*. 2018. Vol. 3, N 4. P. 27—32.
22. Giller P.S. Malmqvist B. The biology of streams and rivers. Oxford : Oxford University Press, 1998. 296 p.
23. Guidance Document N 37 Steps for defining and assessing ecological potential for improving comparability of Heavily Modified Water Bodies Document endorsed by EU Water Directors at their meeting in Helsinki on 26 November 2019. CIS working group ECOSTAT 2020. URL: <https://circabc.europa.eu/sd/a/d1d6c347-b528-4819-aa10-6819e6b80876/Guidance> (дата звернення 23.12.2020).
24. Guiry M.D., Guiry G.M. AlgaeBase. World-wide electronic publication. National University of Ireland. Galway. 2019. Режим доступу: [<http://www.algaebase.org>].
25. Guleykova L.V., Protasov A.A. Zooplankton of the cooling pond of the Khmelnytsky nuclear power station under conditions of intensive technogenous load and dreissenia introduction. *Hydrobiol. J.* 2009. Vol. 45, N 3. P. 16—32.
26. Hägglund Å., Sjöberg G. Effects of beaver dams on the fish fauna of forest streams. *Forest Ecology and Management*. 1999. Vol. 115, Is. 2—3, P. 259—266.
27. Lampert W., Sommer U. Ekologia wód śródlądowych. Warszawa : Wyd. Naukowe PWN, 2001. 415 s.

28. Novoselova T.N., Protasov A.A. Phytoplankton of cooling ponds of techno-eco-systems of nuclear and thermal power stations (a review). *Hydrobiol. J.* 2015. Vol. 51, N 3. P. 37—52.
29. Pielou E.C. The Interpretation of Ecological Data: A Primer on Classification and Ordination ISBN: 978-0-471-88950-2 September 1984. 288 p.
30. Protasov A.A. River and lake continua: an attempt at analysis and synthesis. *Inland Water Biology*. 2008. Vol. 1, N 2. P. 105—113.
31. Protasov A.A., Guleykova L.V. Zooplankton diversity in the cooling pond of the Khmelnytskyi NPS. *Hydrobiol. J.* 2011. Vol. 47, N 3. P. 30—38.
32. Protasov A.A., Sylaiava A.A., Novoselova T.N. et al. Nuclear power plant technoe-cosystem: 18 years of hydrobiological observations. *J. Siber. Fed. Univ. Biology*. 2017. Vol. 10, N 4. P. 459—484.
33. Protasov A.A., Uzunov Y.I., Sylaiava A.A. et al. Ecological continuum: fundamental concepts and use in applied hydrobiology. *Hydrobiol. J.* 2022. Vol. 58, N 5. P. 3—15.
34. Transboundary Dniester River basin: ecological state, reference conditions, management / Ed. by Afanasyev S., Manturova O. Kyiv, 2021. 384 pp.
35. Vannote R.L., Minshall G.W., Cummins K.W. The River continuum concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 1980. Vol. 37, N 1. P. 130—137.
36. Ward J.V., Bretschko G., Brunke M. et al. The boundaries of river systems: the metazoan perspective. *Freshw. Biol.* 1998. Vol. 40. P. 531—569.

Надійшла 19.06.2023

O.O. Protasov, Dr. Sci. (Biol.), Prof., Leading Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine
ORCID 0000-0002-0204-2007

T.M. Novosolova, Junior Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine
ORCID 0000-0002-9594-9846

Yu.F. Hromova, PhD (Biol.), Senior Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: yulia.gromova@gmail.com
Helmholtz-Centre for Environmental Research — UFZ,
Brückstraße 3a, 39114 Magdeburg, Germany
e-mail: yuliiia.hromova@ufz.de
ORCID 0000-0003-4684-6864

ECOLOGICAL CONTINUUM AND DISCONTINUUM IN THE RIVER — NPP COOLING POND SYSTEM

Some features of the structure of phytoplankton and zooplankton communities in the system of cooling pond and the river that flows into the cooling pond and is its main water source were discussed in the article. The plankton structure of this system was considered from the standpoint of the continuum concept of three types: continuum of indistinguishability, gradient and metamerism continuum. The discrete-continuous structure of the plankton of the watercourse, which has several lentic elements in the form of ponds and the continuous structure of plankton in the cooler was shown. A metamerism continuum was revealed for phytoplankton of lentic areas of the river system (ponds and estuaries). For the quantitative assessment of the ecological continuum, a new indicator is proposed — the continuity index (Ic).

Key words: phytoplankton, zooplankton, community structure, continuity index.

УДК 591.94:[556.53+627.81]

Ю.В. ПЛІГІН, к. б. н., ст. наук. співроб., ст. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: ecovod.igb@gmail.com

Н.І. ЖЕЛЕЗНЯК, інженер,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна

ПОШИРЕННЯ ПОНТО-КАСПІЙСЬКИХ МАКРОБЕЗХРЕБЕТНИХ ПО ЄВРОПЕЙСЬКИХ ІНВАЗІЙНИХ КОРИДОРАХ: ПЕРЕДУМОВИ, НАСЛІДКИ, ПЕРСПЕКТИВИ¹

*Аналізуються передумови, наслідки і перспективи розповсюдження понто-каспійських макробезхребетних по європейських інвазійних коридорах на захід і північ Європи та у водойми Північної Америки. Упродовж XIX—XX ст. найбільш активна інвазія понто-каспійських безхребетних у водні об'єкти Західної Європи відбулася по Центральному (Дніпровському) інвазійному коридору. Поява видів *Dreissenidae*, *Gammaridae*, *Corophiidae* у внутрішніх водоймах Північної Америки пов'язана із довгостроковим функціонуванням Південного «Понто-Американського» інвазійного коридору.*

Ключові слова: інвазійні коридори, понто-каспійські безхребетні, Великі озера Америки, канали, водна логістика, історія річок Європи.

Особливістю території Європи, і зокрема України, є добре розвинена мережа великих, середніх і малих річок. За ними відбувається перенесення водних мас, мінеральних та органічних речовин, здійснюється пасивна та активна міграція гідробіонтів, що надало їм ознаки гідроекологічних коридорів [53]. На території Європи найбільшими гідроекологічними коридорами за довжиною і площею водозбору з виходом до Чорного та Каспійського морів є три річки: Дунай, Дніпро та Волга. Перетинаючи Європу з півночі на південь з певними відхиленнями, ці три річки долають і біогеографічні зони: від Балтійської до Дунайсько-Донської та Волго-Уральської провінцій Понто-Каспійської солонуватоводної області Палеарктики [56], що обумовило значні відмінності фауни безхребет-

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

Ц и т у в а н н я: Плігін Ю.В., Железняк Н.І. Поширення понто-каспійських макробезхребетних по європейських інвазійних коридорах: передумови, наслідки, перспективи. *Гідробіол. журн.* 2023. Т. 59. № 6. С. 25—42.

них на різних ділянках річок від верхів'я до пониззя [18, 39]. У такій зональності складу гідрофауни значну роль відіграв історичний аспект. Русла Дунаю, Дніпра та Волги у сучасному вигляді (виключаючи різні форми гідробудівництва) сформувались на початку епохи голоцену по закінченні останнього льодовикового періоду 11—13 тис. років тому внаслідок прориву післяльодовикових озер північного заходу Європи, а також Йольдієвого моря на південь через територію сходу Європи до солонуватого Давньочорноморського басейну [3, 4, 16, 18]. За таких умов зони майбутніх річищ Дунаю, Дніпра та Волги на певний час були доступними для солонуватоводних організмів південних Хвалинського та Новоевксинського морів, зокрема для молюсків, ракоподібних, черв'яків тощо [18, 56]. Після підняття рівня Світового океану на 30—35 м і значного осолонення Давньочорноморського (Понтичного) басейну [34] мезо- та олігогалінні організми мігрували у пониззя його річок, а деякі з них, як, напевне, найбільш евригалінні, зокрема *Dreissena polymorpha* (Pallas), *Chaetogammarus ischnus* (Stebbing), *Corophium curvispinum* G.O. Sars, *Astacus leptodactylus* Escholtz та деякі інші, що відносяться наразі до Понто-Каспійського (ПК) фауністичного комплексу [39, 56], піднялись до середніх ділянок Дунаю, Дніпра та Волги [18]. А стулки *D. polymorpha* відомі ще з численних палеонтологічних знахідок на території Європи [83].

Тобто перелік ПК макробезхребетних, які були знайдені тут на межі XIX—XX ст., може бути визначений як певний «фауністичний репер», склад якого почав змінюватись в епоху активного втручання людини у гідроекосистеми європейських річок (з початку XIX та особливо у XX ст.) у вигляді побудови систем штучних водних шляхів, водосховищ, активізації водного транспорту, що у подальшому призвело до значного розповсюдження ПК організмів з існуючих природних оселищ не тільки на захід та північ Європи, а навіть у водойми Північної Америки.

У публікації аналізуються передумови, причини, механізми та наслідки розповсюдження макробезхребетних ПК фауністичного комплексу за межі природних історичних ареалів по відповідних Європейських інвазійних коридорах: Центральному (Дніпровському) (ЦЄІК), Західному (Дунайському) (ЗЄІК), Східному (Волзькому) (СЄІК) та Південному (Чорноморсько-Азовському) (ПЄІК). Висвітлюється роль цих організмів у трансформації бентосних угруповань водойм-реципієнтів, а також їхніх екологічних функцій у нових оселищах.

Матеріал і методика досліджень

У роботі використано багаторічні матеріали власних досліджень якісного складу та кількісного розвитку макрозообентосу і деяких інших екологічних груп макробезхребетних дніпровських водосховищ, Верхнього Дніпра і таких приток, як Прип'ять і Березина. Відбір та обробка проб макрозообентосу проведено згідно зі стандартними методиками [38]. Проаналізовано і використано літературні джерела з питань зміни фауни макробезхребетних Дунаю, Дніпра та Волги у зональному та бага-

торічному аспектах, стану водної мережі у басейнах цих річок, еколого-фізіологічних особливостей деяких видів-інвайдерів.

Результати досліджень та їх обговорення

Першими даними, що можна оцінити як сучасне явище розповсюдження ПК макробезхребетних за межі ареалу по ЦЄІК, було повідомлення П.О. Журавля [25] про появу і розселення дрейсен, гамарид і мізид по акваторії створеного на Дніпрі в 1932 р. Дніпровського (Запорізького) водосховища, яке межує з територією Дунайсько-Донської провінції Понто-Каспійської солонуватоводної області Палеарктики. Саме з цієї публікації розпочалось систематичне дослідження фактів розповсюдження по Дніпру на північ інших видів ПК організмів і продовжилось у наступні роки в процесі зарегулювання річки і створення каскаду водосховищ [24, 35, 40, 43, 44, 80—85].

Після 10—12 тисячоліть існування Дніпра — типової великої рівнинної річки з притаманною для таких водотоків середньою швидкістю течії (близько 0,6 м/с) [15, 20] і переважанням у руслі піщаних донних ґрунтів — з 1932 по 1972 р. відбулася радикальна перебудова його гідроморфологічних характеристик. Усього за 40 років (мільйон у геологічному масштабі) нижня і середня частини Дніпра на відстані майже 900 км були перетворені на каскад великих водосховищ з комплексом функцій: вироблення електроенергії, забезпечення навігації, формування промислового рибальства, забезпечення водою промисловості і сільського господарства тощо [48, 51]. У процесі поетапного формування каскаду дніпровських водосховищ відбувалася зміна гідрологічного і гідрохімічного режиму річки. В незарегульованому Дніпрі умовна водна маса від Києва до Херсона проходила приблизно за 20—23 доби, залежно від водності року. На даний час «період пробігу» води зріс до 0,8—1,2 років [15, 48], тобто майже в 15—20 разів. За цей час хімічна якість цієї умовної водної маси істотно змінюється за рахунок хімічних трансформацій, продукційно-деструкційних біологічних процесів, підвищеного випаровування води з великих акваторій водосховищ, надходження забруднюючих речовин, у тому числі й високомінералізованих шахтних і дренажних вод [10, 15, 20, 26].

На тлі таких абіотичних змін після першого етапу зарегулювання природної течії Дніпра — створення греблі нижче Дніпровських порогів у 1932 р. і формування водосховища — було відмічено, як вказувалось вище, перші факти спонтанного поширення ПК безхребетних (дрейсен і гамарид) у північному напрямку [25]. Подібного явища не спостерігалось від перших гідробіологічних досліджень на Дніпрі з початку ХХ ст. до створення першого водосховища [6, 58]. Таким чином, Дніпро як гідроекологічний коридор [53] почав набувати функції *інвазійного коридору* [67, 76].

У той же час, з метою забезпечення потенціалу дніпровських водосховищ в якості об'єктів промислового рибальства, для підвищення кормової бази риб проводились численні інтродукційні заходи з акліматизації.

зації багатьох видів ПК безхребетних [82] як в існуючі водосховища, так і на ділянки запроектованих водойм. Більшість інтродукцій представників мізид і гамарид завершилась їхньою успішною акліматизацією. Вони поширились по акваторії водойм-реципієнтів і увійшли до раціону бентоядних риб [2, 61]. Через 10—15 років після інтродукцій у водосховищах почали з'являтися ПК безхребетні, які могли потрапити у невеликій кількості разом із масою «офіційних» інтродуцентів, а також ті, що розселяються спонтанно в процесі міграцій на нові біотопи, у складі обростань днища суден, з баластними водами [55, 80—83]. Якщо на початку ХХ ст., коли розпочалися гідробіологічні дослідження, у фауні Середнього і Верхнього Дніпра налічувалось лише чотири види ПК макробезхребетних, то після створення Дніпровського водосховища (1932 р.) та п'яти інших протягом наступних 40 років кількість ПК організмів постійно збільшувалась (таблиця).

Освоївши водосховища, ПК організми продовжували просуватись на північ по руслу Дніпра й на захід по р. Прип'ять. У 1983 р. нами знайдено у районі с. Нижні Жари на Дніпрі *Dikerogammarus villosus* (Sow.) і *D. haemobaphes* Mart., а в 1985 р. біля м. Славутич — *Hypania invalida* (Grube). У районі м. Лоев у 1990 р. виявлено молоді особини *Ch. ischnus* і *Pontogammarus crassus* (G.O. Sars) (до 200 екз/м²) [81]. Найвищу точку розповсюдження *D. haemobaphes* у Дніпрі було зареєстровано в липні 1984 р. нижче м. Річиця, а молоді особини *Dreissena bugensis* (Andr.) на ступках відмерлих уніонід знайдено у вересні 1988 р. в районі м. Лоев.

У Прип'яті, починаючи з 1976 р., ПК ракоподібні було зареєстровано лише у гирловій зоні річки нижче м. Прип'яті. Серед заростей рдесника пронизанолістого (*Potamogeton perfoliatus* L.) траплялись *Limnomysis benedeni* (Czern.), *Ch. ischnus*, *D. haemobaphes*, *Pontogammarus robustoides* (G.O. Sars), *D. villosus*, *P. crassus*. Гамариди також були компонентами друз *D. polymorpha* та зоофітосу [23, 27]. Значну кількість ПК інвайдерів у Верхньому Дніпрі та Прип'яті виявлено вже у 2007—2008 рр. Досить несподіваною була знахідка в притоці Західного Буту р. Мухавець поліхети *H. invalida* [84, 85], яка ніколи не була об'єктом інтродукцій, навіть у водосховища Дніпра.

Найважливішою особливістю гідрографічної мережі Верхнього Дніпра є зв'язок деяких його приток з водними артеріями басейну Балтійського моря через канали, споруджені наприкінці ХVІІІ — початку ХІХ ст., які активно виконували логістичні функції протягом ХІХ і частково — на початку ХХ ст. У цей період було споруджено канали, що з'єднували Дніпро з Віслою, Німаном, Західною Двіною (Даугавою): Дніпровсько-Бузький (1783 р.), Дніпровсько-Німанський (1784 р.), Березинська водна система (1812 р.) [9, 73]. Створення цих каналів і обумовило можливість надання Дніпру статусу Центрального Європейського інвазійного коридору (ЦЄІК) (рисунок).

Схему Європейських інвазійних коридорів запозичено нами з праці американських науковців [76] і модифіковано з урахуванням особливостей ЦЄІК. А саме, у ньому виділено три гілки: Бузька, Німанська та

Таблиця
Результати інтродукції та інвазії понто-каспійських видів макробезхребетних у Дніпро та його водосховища [5, 6, 25, 35, 54, 80—83]

Групи організмів	Верхній Дніпро		Водосховища												
			Київське		Канівське		Кременчуцьке		Дніпродзержинське		Дніпровське		Каховське		
	а	б	а	б	а	б	а	б	а	б	а	б	а	б	
Coelenterata	—	—	—	1	—	1	—	1	—	1	—	1	—	1	1
Polychaeta	—	1	—	2	—	2	—	2	—	2	—	2	—	2	3
Hirudinea	—	1	—	1	—	1	—	1	—	1	—	1	—	—	1
Mollusca	1	2	1	2	1	2	1	4?	1	4?	1	4?	1	2	4
Gammarida	1	6	1	7	1	9	2	11	4	6	4	6	4	16	17
Mysidae	—	2	—	4	—	4	—	4	2	4	2	4	2	5	6
Cumacea	—	—	—	—	—	4	—	4	—	4	—	4	—	2	5
Corophiidae	1	2?	1	3	1	3	1	3	1	3	1	3	1	4	4
Isopoda	—	—	—	—	—	1	—	1	—	1	—	1	1	1	1
Decapoda	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	3*	1	1	3*

Примітка. а — кількість видів до зарегулювання Дніпра; б — кількість видів на сьогодні; * з урахуванням морських чужорідних видів; «—» — вид відсутній; «?» — потребує уточнення.

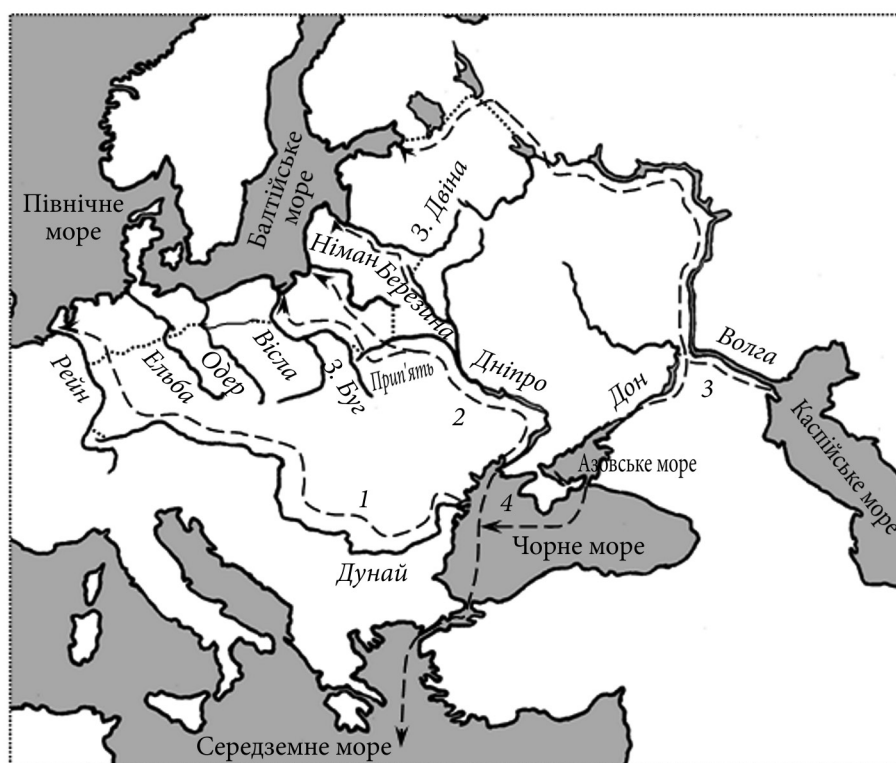


Рисунок. Схема Європейських інвазійних коридорів: 1 — ЗЄІК, 2 — ЦЄІК, 3 — СЄІК, 4 — ПЄІК, — канали

Західнодвінська (Даугавська), які самостійно поєднували Дніпро з басейном Балтійського моря. Однією з цих гілок слугує *Березинська водна система*, яка починається з р. Березина — притоки Дніпра і через складний комплекс малих річок, озер, штучних гідропоруд і Західну Двіну (Даугаву) в її гирлі закінчується у Ризькій затоці Балтійського моря. Друга гілка, відома під назвою *Дніпровсько-Німанський канал*, розпочинається з гирла р. Ясельда — притоки Дніпра другого порядку, що впадає до Прип'яті нижче м. Пінська і також через складну систему природних та штучних водних об'єктів поєднується з Німаном і закінчується при його впадінні у Куршську затоку Балтійського моря. Крім того, ця гілка ЦЄІК також має поєднання з Віслою через Августовський канал. Третя гілка ЦЄІК — *Дніпровсько-Бузький канал* — бере початок з р. Піна — притоки Прип'яті — в районі м. Пінська, поєднується каналом із Західним Бугом, який, у свою чергу, впадає до р. Вісла басейну Балтійського моря. Таким чином, сформувались потенційні перспективи з проникнення гідрофауни Дніпра, зокрема ПК організмів, у деякі річки Балтійського басейну.

У той же час, як згадувалось вище, за даними перших гідробіологічних досліджень, на початку XX ст. у складі гідрофауни Середнього і Верхнього Дніпра серед ПК макробезхребетних налічувалось лише чоти-

ри види: *D. polymorpha*, *A. leptodactylus*, *C. curvispinum*, *Ch. ischnus* [6, 19, 58]. Тобто лише ці види потенційно могли проникнути в річки басейну Балтійського моря з вищезазначених каналів протягом XIX ст., якщо припустити, що ці організми існували в притоках Дніпра першого і другого порядків на території України і Білорусі, які зв'язують Дніпро з Віслою, Німаном і Західною Двіною. І дійсно, в результаті багаторічної експлуатації Дніпровсько-Бузького каналу, за даними гідробіологічних досліджень, у Віслі було виявлено *C. curvispinum* (1912 р.) і *Ch. ischnus* (1920 р.). У р. Шпрее, з'єднаній каналом з Віслою, у 1920 р. було знайдено *Ch. ischnus* [18, 70, 73]. У Німані в 1921 р. вперше було виявлено *C. curvispinum*, що проник, скоріш за все, по Дніпровсько-Німанському каналу [13].

Крім власне функції Дніпра як інвазійного коридору, необхідно підкреслити його роль як постачальника інтродукційного матеріалу ПК безхребетних до водойм інших річкових басейнів. Так, протягом 1960—1961 рр. з пониззя Дніпра у водосховище Каунаської ГЕС, розташований на р. Німан (Литва), були інтродуковані ПК ракоподібні *L. benedeni*, *Paratmysis lacustris* (Mart.), *Chaetogammarus warpachowskyi* G.O. Sars, *P. crassus*, *P. robustoides*, а в подальшому деякі види ракоподібних були вселені в оз. Дуся [14] та у затоку Куршю-Марес Балтійського моря [33]. У річки та озера Литви у 1959 р. було інтродуковано *D. polymorpha*, яка успішно акліматизувалась [13]. Наприкінці 1990 — початку 2000 рр. у Лузькій губі, в опріснених водах узбережжя Естонії, Латвії, Литви відмічено появу *P. robustoides*, *Jaera sarsi* Valkan., *P. lacustris*, *D. polymorpha*, *Ch. warpachowskyi*. Вважається, що ці види після заходів з інтродукції ПК гамарид, мізид і дрейссен у Каунаське водосховище та інші водні об'єкти потім по водній мережі регіону проникли безпосередньо в Балтійське море [13, 33, 66]. Популяції цих видів можуть бути потенційними інвайдерами до опріснених ділянок Балтійського моря в західному напрямку і «дальніми» вселенцями в разі потрапляння в баластні води морських суден.

Дотепер у Київському водосховищі, розташованому у верхній частині Середнього Дніпра, зареєстровано 19 видів ПК макробезхребетних: поліхет — два види, молюсків — два, гамарид — вісім, корофід — три, мізид — чотири види [81]. Цей потенціал інвайдерів сприяв появі у середній течії Прип'яті — важливій ланці Дніпровсько-Бузького і Дніпровсько-Німанського каналів — чотирьох нових видів гамарид, двох видів мізид і однієї поліхети, виявлених у 2007—2008 рр. [84]. У створених водосховищах зміна гідрохімічного режиму в бік підвищення мінералізації водних мас [10, 26] сформувала сприятливі умови для існування популяцій інтродукованих і багатьох інвазивних видів безхребетних, природним ареалом яких є пониззя Дніпра і Дніпровсько-Бузький лиман. У той же час логістична роль створених у XVIII—XIX ст. каналів різко скоротилась на початку XX ст. і була повністю ліквідована після Другої світової війни внаслідок руйнування цих гідросистем.

Однак на сьогодні є плани щодо відновлення транспортної ролі Дніпра при створенні глибоководного шляху Е40, який зв'яже Балтійське і Чорне моря через Віслу, Західний Буг, Прип'ять і Дніпро [11]. За таких

умов процес інвазії безхребетних вгору по Дніпру і його притоках активізуватиметься. У той же час тенденція до глобального потепління може істотно вплинути на гідрологічний режим у басейні Верхнього Дніпра й Прип'яті [52]. Теплі зими обумовлюють збільшення поверхневого стоку із заболочених територій цього регіону з підвищеним вмістом гумусових речовин і дефіцитом кисню [42], що негативно впливає на оксифільних ПК безхребетних [22, 29, 30].

Крім ЦЄІК, по якому вперше зареєстровано поширення безхребетних ПК фауністичного комплексу з нативного ареалу в північному і західному напрямках, велика роль у розширенні масштабів цього процесу належить СЄІК і ЗЄІК. Основою СЄІК є 2000-кілометрова ділянка Волги від Каспійського моря до Рибінського водосховища і 1000-кілометрова система *Волго-Балтійського водного шляху*, який зв'язав це водосховище з Фінською затокою Балтійського моря через складний комплекс річок, озер і каналів [12]. Якщо в Рибінському водосховищі на цей час налічується всього шість видів ПК макробезхребетних, з яких три види з'явилися лише наприкінці ХХ і початку ХХІ ст. [8], то в Середній Волзі ще на початку ХХ ст. налічувалось чотири види гамарид, два види мізид, *C. curvispinum*, *D. polymorpha* [7, 17, 19, 21]. Таким чином, за рахунок наутилохорії в процесі багатьох десятиліть експлуатації Волго-Балтійського водного шляху деякі ПК види, такі як *C. curvispinum* та *D. polymorpha*, могли проникнути у Фінську затоку Балтійського моря і поширюватися далі в умовах невисокої солоності його східної частини. Крім того, численні заходи з інтродукції ПК ракоподібних у водосховища Середньої Волги, аутокліматизація видів сформували значний пул інвайдерів, здатних проникнути в озерно-річкові системи північного заходу Росії та Балтійське море [8, 29, 30, 63, 65]. Про стабільність функціонування СЄІК свідчить поява в 2000 р. у Камському водосховищі давнього інвайдера в Балтійське море (початок ХХ ст.) — китайського мохнаторукого краба *Eriocheir sinensis* Milne-Edwards [1].

Щодо ролі міграційного потенціалу ЗЄІК, за даними досліджень 2003—2009 рр. у водах пониззя Дунаю був зареєстрований 41 вид ПК макробезхребетних [36], у тому числі 18 видів Gammaridae, п'ять — Corophiidae, чотири — Mysidae, а також від одного до трьох видів інших таксономічних груп. *D. bugensis* виявляли тут лише з 2000 р. Вище за течією число ПК видів неухильно знижується. Так, вище Джерданської греблі (район «Залізних воріт») у Дунаї число видів цієї групи скоротилось до 20 [57]. На німецько-австрійській ділянці Дунаю, тільки починаючи з 1990-х рр., знайдено *H. invalida*, *D. haemobaphes*, *D. villosus*, *Ch. ischnus*, *D. polymorpha*, *A. leptodactylus*, *C. curvispinum*, *L. benedeni* [78]. Скоріш за все, деякі з цих видів безхребетних могли потрапити до верхньої течії Дунаю каналами, пов'язаними з Одером, Віслою, Шпрее, де вони були відомі з досліджень початку ХХ ст., завдяки функціонуванню Дніпровсько-Бузького каналу, що поєднував Дніпро з Віслою [70, 72, 85].

Серед фактів реєстрації ПК безхребетних у нових місцезнаходженнях в останні роки ХХ ст. і на початку ХХІ ст. особливої уваги заслуговують

«точкові» знаходження поліхети *H. invalida* у річках Муховець — притоці Західного Бугу [84], Березина [73], Горинь — притоці Прип'яті, Прут та її притоках Сірет та Бальтазул (Карпати) [3], на Верхній Волзі [65], у верхів'ї Дунаю [78], у річках Рейн [74], Ельба [69], Рона, в оз. Леман (Женевське) [68].

Є припущення, що у ці водні об'єкти Західної Європи поліхета *H. invalida* могла потрапити тільки з Дніпра через системи каналів, що пов'язували його з басейнами таких річок, як Вісла і Німан [73]. Проте на ділянці Верхнього Дніпра та його приток, звідки брали початок канали, *H. invalida* було вперше зареєстровано нами лише у 1985 р. [44]. До того ж, ці канали припинили функціонування ще на початку 1940-х рр., тобто навіть теоретично більш-менш реального механізму розповсюдження *H. invalida* у водні об'єкти Західної Європи наприкінці ХХ ст. не існувало.

Достатньо актуальним щодо знахідок *H. invalida* на гірських та передгірських ділянках карпатських річок і деяких західноєвропейських є припущення, що ці популяції становлять собою рецентні залишки поселень поліхети, які існували в період високого стояння солонуватих вод під час геоморфологічних та палеокліматичних трансформацій гідрографічної мережі на просторах Центральної Європи на початку епохи голоцену [3]. Додатковим аргументом на користь цієї гіпотези є знахідка у верхній течії р. Тиса (притока Дунаю) ПК гамариди *Stenogammarus compressus* G.O. Sars [37], яка навіть у Київському водосховищі й досі не зареєстрована.

Щодо розповсюдження в останні десятиліття *H. invalida* у Дніпрі та його водосховищах, слід підкреслити, що ця поліхета ніколи не була «офіційним» інтродуцентом у дніпровські водосховища. Найбільш достовірним є перенос поліхети разом з інтродукційним матеріалом (мізидами і гамаридами), відібраним за допомогою тралів із захопленням донних ґрунтів. Також достатньо ймовірним способом є перенос особин *H. invalida*, які захищені муловими трубочками, де мешкає поліхета, часто з її яйцями у залишках мулу в трубопроводах земснарядів, що використовуються для гідротехнічних робіт. Реальність останнього варіанту засвідчує знаходження популяцій *H. invalida* у Кременчуцькому і Київському водосховищах, а також у Верхньому Дніпрі (затока біля м. Славутич) і Прип'яті саме після гідротехнічних робіт з використанням земснарядів (поглиблення акваторій, дампінг) [44, 84].

У розширенні ареалів ПК організмів з чотирьох європейських інвазійних коридорів, які могли б забезпечити поширення за рахунок нафтохорії цих безхребетних у водні об'єкти США й Канади, з початку 1980-х рр. одним із найефективніших, мабуть, слід вважати ПЄІК (Чорноморсько-Азовський) [76]. Своєрідними «витоками» цього коридору можуть слугувати порти Миколаєва, Херсона, Маріуполя, Бердянська, Таганрога та ін., розташовані в зонах прісних або солонуватих вод, які є нативними ареалами ПК фауни. Деякі з цих портів як логістичні центри протягом багатьох років (1960—80-ті рр.) відігравали важливу роль у ліквідації дефіциту зернових культур у СРСР. Майже щороку в США і Ка-

наді закупували від 10 до 16 млн. т зерна, для перевезення якого в таких величезних обсягах потрібно було виконувати багато десятків рейсів із портів Північної Америки в різні портові термінали СРСР, у тому числі і розташовані в Азово-Чорноморському регіоні [28].

Якщо в ці порти судна з Північної Америки приходили з повним завантаженням, то на зворотному шляху для забезпечення максимальної остійності судна-зерновози мали закачувати в баластні ємності тисячі тонн заборотної води саме в прісних або солонуватоводних акваторіях, де мешкають ПК планктонні, нектонні й бентосні безхребетні. Залежно від глибин акваторій, де проводилось закачування баластних вод, потужності насосів, глибини водозаборів, у баластні ємності обов'язково потрапляли планктонні, планктонно-бентосні організми та личинки бентосних безхребетних, а іноді й епібентосні форми, такі як гамариди. При проходженні цих суден по Чорному, Середземному морях і Атлантичному океану зі збільшенням щільності заборотної води доводилось поповнювати баластні ємності, що призводило до загибелі олігогалінних організмів. Втім, певна кількість ПК видів (як правило, евригалінних [30]) за 10—14 діб шляху (залежно від маршруту) до портів Північної Америки могла вижити. При поверненні цих зерновозів у порти р. Св. Лаврентія або Великих озер, у міру опріснення оточуючих вод, судна повинні були скидати баластні води разом з організмами, що в них містилися. При багаторазовому повторенні подібних дій поява ПК організмів у прісних і солонуватих водах Північної Америки була достатньо реальною. Якщо активні перевезення зерна із США й Канади почалися в 1960-х рр., то першу знахідку ПК молюска *D. polymorpha*, який має планктонну личинку, було зареєстровано в оз. Сент-Клер лише у 1986 р. У наступні роки в р. Св. Лаврентія, р. Детройт і деяких з Великих озер знайдено епібентосні і навіть донні амфіподи: *Ch. ischnus* (1995 р.), *C. curvispinum* (1997 р.), *Cotrophium mucronatum* G.O. Sars (1997 р.). У 1991 р. (на п'ять років пізніше ніж *D. polymorpha*) в оз. Онтаріо було виявлено новий вид дрейсенід — *D. bugensis*. [71, 77].

З огляду на вищевикладену історію функціонування каналів, що зв'язують Дніпро з річками басейну Балтійського моря, на нашу думку і думку багатьох американських гідробіологів, найефективнішим інвазійним коридором, який забезпечив проникнення ПК організмів у водні об'єкти Північної Америки, слід вважати саме ПЄІК завдяки інтенсивності транспортного потоку між портами Чорноморсько-Азовського регіону і портами Північної Америки протягом 1960—80-х рр. Важливим підтвердженням цього положення є поява в басейні Великих озер *D. bugensis* у 1991 р. і *C. mucronatum* — у 1997 р., а в зонах портів Балтійського моря ці організми були відсутні до 2010-х рр. [8, 32], і, таким чином, їхні акваторії не могли бути донорами цих видів у водойми Північної Америки.

Подальший процес інвазії ПК організмів у прісні і солонуваті води Північної Америки може бути істотно обмежений або повністю ліквідований. По-перше, в останні 20—30 років імпорту зернових культур із США і Канади в чорноморсько-азовські порти відсутній. По-друге, на початку

1990-х рр. у США на законодавчому рівні прийнято регламент [86], згідно з яким при проходженні морських суден із різних портів у порти США слід обов'язково проводити заміну баластних вод на океанічні з високою солоністю, що має забезпечити загибель можливих організмів-інвайдерів із прісних і солонуватих вод.

Експериментально встановлено, що при збільшенні солоності води від 0,5—2,0‰ — звичайної для водних об'єктів пониззя Дніпра — до 30‰ вже за 12 годин гинуло 50% особин *D. haemobaphes*, а через 2 доби — 96% [47]. В умовах динамічного підвищення солоності (5‰ на годину) до 28—33‰ упродовж доби гине 100% особин *P. robustoides* і *Ch. ischnus* [46]. З огляду на те, що солоність води Середземного моря і Атлантичного океану становить близько 35‰, заміна баластної води може бути ефективним запобіжним заходом зі знищення «незаконних» оліго- та мезогалінних організмів-інвайдерів. Виходячи з цих даних, не дивно, що поява перших ПК організмів у Північній Америці мала такий значний часовий крок від початку активних вантажоперевезень.

Думка про те, що укорінення чужорідних видів гідробіонтів у нові екосистеми і нові біогеографічні області слід вважати за неминуче зло людської діяльності [79], є досить односторонньою оцінкою цього процесу. Дійсно, чужорідні види, як хазяї, можуть привнести до нових екосистем-реципієнтів нові паразитичні організми [31, 64], можуть потіснити популяції аборигенних видів [75, 87], формувати біоперешкоди в експлуатації інженерних споруд [50, 59].

У той же час цілеспрямована і науково обґрунтована інтродукція деяких гідробіонтів (а саме макробезхребетних ПК фауністичного комплексу) у створені водосховища на Волзі, Дніпрі та інших річках, а також в озера Східної Європи сприяла радикальному покращенню кормової бази промислових риб [8, 13, 14, 33, 62, 65]. Важливо, що більшість інтродукованих і власне інвазивних видів гідробіонтів є епібентосними (гамариди, кумові) і нектобентосними (мізиди) організмами. Вони формують високопродуктивні популяції, які є легкодоступними для споживання рибами широкого вікового спектра. Навіть великі особини інвазивного молюска *D. bugensis*, який розповсюдився у водних об'єктах Європи та Північної Америки, можуть складати до 90% харчової грудки дорослих бентоїдних риб [2]. Надзвичайно великою є роль інвазивних ПК ракоподібних, і особливо дрейсен, у деструкції розчинених і завислих органічних речовин евтрофних і мезотрофних водосховищ та озер [41, 50, 60]. Поява інвазивних видів гідробіонтів у водоймах інших біогеографічних областей сприяє підвищенню біорізноманіття водойм у фауністичному, трофічному, хорологічному та інших аспектах [49].

На цей час неспростовним фактом є анадромний характер процесу розповсюдження безхребетних за європейськими інвазійними коридорами, тобто організми солонуватоводного ПК комплексу розповсюджуються з півдня на північ проти течії річок. Таке явище може бути реальним відгуком гідробіонтів на зміну клімату в бік потепління, яке супроводжується підвищенням мінералізації водних мас, що є одним з головних

чинників успішних інтродукцій і фактів інвазій понто-каспійців у північних водних об'єктах. До останнього часу нам були невідомі факти розселення прісноводних безхребетних по цих коридорах з півночі на південь. Проте у 2017 р. у Дніпровсько-Бузькому каналі в околицях м. Нефедовичі (Білорусь) було знайдено американського смугастого рака *Faxonius limosus* (Rafinesque), який проник з території Польщі [40]. У разі можливого відновлення функціонування Дніпровсько-Бузького каналу цей рак може розповсюдитись у Прип'яті, а згодом потрапити і в Дніпро. Таким чином, може реалізуватися перша катадромна інвазія чужорідного виду безхребетних по ЦЄІК. Особини цього виду сягають довжини 8—12 см, і він не становить цінності як промисловий об'єкт. У той же час *F. limosus* є носієм «чуми раків», що викликається ооміцетом *Aphanomyces actaci*, і хоча сам *F. limosus* не хворіє, при його подальшому розповсюдженні існує реальна загроза існуванню популяцій *A. leptodactylus* у басейні Дніпра.

Висновки

Аналіз матеріалів власних досліджень та численних наукових публікацій свідчать про те, що річища найбільших річок Європи — Дунаю, Дніпра та Волги — становлять собою своєрідні екологічні коридори, за якими різні види водних організмів можуть проникати у невласливі для них біотопи та навіть природно-кліматичні зони, що надає такому процесу ознаки вторгнення або *інвазії* і, таким чином, характеризує ці екологічні коридори як *інвазійні*.

Найпоказовішим прикладом інвазійних функцій таких екологічних коридорів, як Дунай, Дніпро та Волга, є розповсюдження у північному напрямку (проти течії річок!) понто-каспійських безхребетних, для більшості з яких нативним ареалом є Дунайсько-Донська та Волго-Уральська провінції Понто-Каспійської солонуватоводної області Палеарктики. Це явище можна вважати своєрідною «реконкістою» віддалених подій епохи голоцену, коли солонуватоводні організми вперше почали освоєння річищ майбутніх Дунаю, Дніпра та Волги.

Значним стимулом цієї експансії стала активна перебудова водної мережі Європи у вигляді створення наприкінці XVIII та в XIX ст. численних каналів, що пов'язували великі й малі річки континенту, і зарегулювання течії річок каскадами водосховищ у XX ст.

Упродовж створення каскаду водосховищ на Дніпрі за 35—40 років відбулось активне розселення ПК безхребетних з числа поліхет, моллюсків, ракоподібних та ін. у північному напрямку як внаслідок заходів інтродукції, так і, власне, інвазії.

Різде зниження транспортного потоку по р. Дніпро після 1990-х рр., особливо на середній частині, послабило можливості інвазії ПК безхребетних вгору по Дніпру і його притоках. Але і в останні роки з'являються дані про появу нових чужорідних для регіону видів безхребетних [45].

Реалізація планів відтворення функціонування Дніпровсько-Бузького каналу (Проект створення глибоководного шляху Е40 [11]) може ак-

тивізувати подальшу інвазію ПК безхребетних у водні об'єкти басейну Балтійського моря.

ЗЄІК зберігає свою функцію щодо поступового просування на північ поселень ПК безхребетних завдяки інтенсивній логістиці від гирла Дунаю, де сконцентрована велика кількість видів безхребетних цієї біогеографічної групи, до верхів'я, пов'язаного численними каналами з великими річками басейнів Балтійського й Північного морів.

Активне розселення ПК безхребетних на північ відбувається по СЄІК завдяки активному судноплавству, в тому числі по Волго-Балтійському водному шляху, а також є наслідком заходів з інтродукції багатьох ПК видів у водосховища Волги впродовж 1950—60-х рр.

Активна морська логістика в середині ХХ ст. обумовила виникнення ще одного інвазійного коридору з розповсюдження ПК макробезхребетних навіть до прісних водойм Північної Америки — ПЄІК. Цьому коридору протягом 1960—80-х рр. була притаманна, скоріш за все, функція *трансконтинентального*, і його, можливо, слід було б назвати «Понто-Американським». По ньому, завдяки активному зв'язку між портами Чорноморсько-Азовського регіону і портами Північної Америки, разом з баластними водами до прісних водойм цього континенту потрапили і ПК організми з числа молюсків, гамарид, корофід і навіть поліхет.

Інвазія ПК безхребетних у нові водні об'єкти і навіть біогеографічні зони має ряд як негативних (пригнічення аборигенних видів, можливість заносу паразитичних організмів, створення біоперешкод), так і позитивних наслідків (покращення стану кормової бази рибного населення, зростання видового різноманіття, посилення механізму біологічного самоочищення водойм).

У верхньому в Дніпровському каскаді Київському водосховищі за понад 50 років його існування кількість видів ПК макробезхребетних збільшилась з 4 до 19 і поступово зростає у Верхньому Дніпрі та р. Прип'яті. Подібна «каспізація» неухильно відбувається у Східному та Західному Європейських інвазійних коридорах при активній водній логістиці. Зміна клімату в бік потепління може зумовити підвищення мінералізації водних мас цих інвазійних коридорів, що є сприятливим чинником для подальшого розповсюдження і успішного розвитку популяцій ПК безхребетних.

Список використаної літератури

1. Алексєвнина М.С., Горєликова Н.М., Каган А.М. Многолетние изменения бентофауны Камского водохранилища. *Актуальные проблемы водохранилищ*; тез. докл. Всерос. конф. с участием специалистов из стран ближнего и дальнего зарубежья (Борок, 29 окт. — 3 нояб. 2002 г.). Ярославль, 2002. С. 6—7.
2. Алексєнко Т.Л. Моллюски Днепровско-Бугской устьевой области и их роль в питании рыб. *Гидробиол. журн.* 2004. Т. 40, № 1. С. 50—62.
3. Афанасьев С.А. Формирование гидробиоты речных систем на территории Украины в связи с историей гидрографической сети. *Гидробиол. журн.* 2014. Т. 50, № 5. С. 3—14.

4. Афанасьев С.О. Историчні аспекти формування гідромережі та гідробіоти верхньої Прип'яті. *Гідроекосистеми заповідних територій верхньої Прип'яті в умовах кліматичних змін* / за ред. В.Д. Романенка, С.О. Афанасьєва та В.І. Осадчого. Київ : Кафедра, 2013. С.194—202.
5. Белинг Д.Е. Материалы по гидрофауне и ихтиофауне нижнего течения р. Днепра. *Тр. Всеукр. гос. Черном.-Азов. науч.-промышл. опыт. ст.* Херсон, 1925. Т. 1. С. 1—72.
6. Бенинг А.Л. К фауне амфипод окрестностей г. Киева. *Тр. Днепр. биол. ст.* 1915. № 2. С. 90—102.
7. Бенинг А.Л. Материалы по гидрофауне реки Камы. *Работы Волжской биол. ст.* Саратов, 1928. Т. 9, № 4—5. С. 177—300.
8. Березина Н.А., Петряшев В.В., Шаров А.Н. Значение чужеродных видов вышших ракообразных в континентальных водоемах северо-запада России. *Актуальные проблемы изучения ракообразных континентальных вод*: материалы лекций и докл. Междунар. шк.-конф. Ин-т биологии внутр. вод им. И.Д. Папанина РАН (Борок, 5—9 нояб. 2012 г.). Кострома : ООО Костромской печатный дом, 2012. С. 137—140.
9. Березинская водная система: [uk.wikipedia.org/wiki/Березинская водная система](http://uk.wikipedia.org/wiki/Березинская_водная_система).
10. Вишневецький В.І. Гідролого-гідрохімічний режим дніпровських водосховищ. *Гідробіол. журн.* 2020. Т. 56, № 2. С. 103—120.
11. Водный путь Е40: www.dsnews.ua/economics/vodnyy-put-e40.
12. Волго-Балтийский водный путь: <https://www.locman.net/volgobalt>.
13. Гасюнас И.И. Акклиматизация кормовых ракообразных (каспийского реликтового типа) в водохранилищах Каунасской ГЭС и возможность их переселения в другие водоемы Литвы. *Тр. Акад. наук Литовской ССР. Серия В.* 1963. № 1 (30). С. 79—85.
14. Гасюнас И.И. Peracarida оз. Дуся (бас. Балтийского моря). *Гидробиол. журн.* 1975. Т. 11, № 1. С. 46—50.
15. Гидрология и гидрохимия Днепра и его водохранилищ / А.И. Денисова и др.; отв. ред. М.А. Шевченко. Киев : Наук. думка, 1989. 216 с.
16. Голоцен: uk.wikipedia.org/wiki/голоцен.
17. Громов В.В. Донная фауна р. Камы, ее годовая динамика и изменение под влиянием загрязнения. Молотов, 1953. 286 с.
18. Дедю И.И. Амфиподы пресных и солоноватых вод Юго-Запада СССР. Кишинев : Штиинца, 1980. 223 с.
19. Дексбах Н.К. Распространение *Dreissena polymorpha* (Pallas) (Mollusca) в европейской части СССР и факторы, обуславливающие ее распространение. *Бюлл. МОИП.* 1935. Т. 44, № 4. С. 153—164.
20. Денисова А.И. Формирование гидрохимического режима водохранилищ Днепра и методы его прогнозирования. Киев: Наук. думка, 1979. 292 с.
21. Державин А.Н. Каспийские элементы в фауне бассейна Волги. *Тр. Ихтиол. лаб. упр. Касп.-Волж. рыбн. и тюленевых промыслов.* 1912. Т. 2, вып. 5. С. 1—44.
22. Дрейссена. *Dreissena polymorpha* (Pall.) (Bivalvia, Dreissenidae). Систематика, экология, практическое значение. Москва : Наука, 1994. 239 с.
23. Емельянова Л.В. Гаммариды литорали днепровских водохранилищ. Киев : Наук. думка, 1994. 144 с.
24. Журавель П.А. Образование новых очагов фауны лиманно-каспийского комплекса в водоемах различных климатических зон СССР. *Зоол. журн.* 1967. Т. 48, № 8. С. 1152—1162.
25. Журавель П.О. Про стан деяких представників фауни Mollusca та Crustacea у водосховищі Дніпрогесу. *Вісн. Дніпропетр. гідробіол. ст.* 1937. Т. 2. С. 149—160.
26. Журавлева Л.А. Многолетние изменения минерализации и ионного состава воды водохранилищ Днепра. *Гидробиол. журн.* 1998. Т. 34, № 4. С. 88—96.

27. Зимбалева Л.Н. Фитофильные беспозвоночные равнинных рек и водохранилищ. Киев : Наук. думка, 1981. 215 с.
28. Импорт зерна в СССР из США: https://finance.rambler.ru/other/41012610-deficit_hleba.
29. Иоффе Ц.И. Донная фауна водохранилищ Волжского каскада и ее обогащение. *Волга-1. Проблемы изучения и рационального использования биологических ресурсов водоемов*: материалы Первой конф. по изучению водоемов бассейна Волги. Куйбышев: Куйбышев. книжн. изд-во, 1971. С. 128—134.
30. Карпевич А.Ф. Теория и практика акклиматизации водных организмов. Москва : Пищ. пром-сть, 1975. 432 с.
31. Курандина Д.П. Паразиты и другие симбионты беспозвоночных и насекомых. Беспозвоночные и рыбы Днепра и его водохранилищ. Киев : Наук. думка, 1989. С. 200—210.
32. Курашов Е.А., Барбашова М.А., Дудакова Д.С., Малявин С.А. Чужеродные виды ракообразных в водных экосистемах бассейна восточной части Финского залива Балтийского моря. *Актуальные проблемы изучения ракообразных континентальных вод*: сб. лекций и докл. Междунар. шк.-конф. (Борок, 5—9 нояб. 2012 г.). Кострома: ООО Костромской печатный дом, 2012. С. 209—212.
33. Лазаускене Л.А. Формирование новых популяций модельного вида ракообразных *Paramysis lacustris* (Cz.) вне пределов естественного ареала: материалы 13 Заседания Советской Рабочей Группы по проекту № 86 «Вид и его продуктивность в ареале». Вильнюс, 1983. С. 59—62.
34. Линдберг Г.У. Крупные колебания уровня океана в четвертичный период. Ленинград : Наука, 1972. 548 с.
35. Лубянов И.П. Донная фауна Днепродзержинского водохранилища. *Днепродзержинское водохранилище*. Днепропетровск, 1971. С. 110—118.
36. Ляшенко А.В., Зорина-Сахарова Е.Е., Маковский В.В., Санжак Ю.О. Современное состояние понто-каспийского комплекса макрофауны беспозвоночных низовьев р. Дунай в пределах Украины. *Гидробиол. журн.* 2012. Т. 48, № 2. С. 21—40.
37. Ляшенко А.В., Силаева А.А. Донная макрофауна Тисы и ее притоков. Рук. деп. в ВИНТИ 25.6 92 г. № 2062-B92. Ред. Гидробиол. журн. Киев. 36 с.
38. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / О.М. Арсан та ін.; за ред. В.Д. Романенка. Київ : ЛОГОС, 2006. 408 с.
39. Мордухай-Болтовской Ф.Д. Каспийская фауна в Азово-Черноморском бассейне. Москва ; Ленинград : Изд-во АН СССР, 1960. 288 с.
40. Мороз М.Д., Ліпінська Т.П. Аборигенні та чужорідні види макрозообентосу водотоків білоруської частини Центрального Європейського інвазивного коридору. *Гідробіол. журн.* 2020. Т. 56, № 2. С. 18—31.
41. Набеева Э.Г., Мингазова Н.М., Набиуллин И.Р. Участие видов-вселенцев рода *Dreissena* в самоочищении верхнего участка Куйбышевского водохранилища в пределах РТ. *Эколого-биологические проблемы вод и биоресурсов: пути решения*: сб. науч. тр. Всерос. конф. (Ульяновск, 12—14 нояб. 2007 г.). Ульяновск, 2007. С. 174—176.
42. Осадча Н.М., Осадчий В.І. Прогноз зміни хімічного складу води основних об'єктів парку «Прип'ять — Стохід». *Гідроекосистеми заповідних територій верхньої Прип'яті в умовах кліматичних змін*. Київ : Кафедра, 2013. С. 104—115.
43. Плигин Ю.В. Расширение ареала *Dreissena bugensis* (Andr.). *Моллюски. Основные результаты их изучения*: автореф. докл. Шестого всесоюз. совещ. по изучению моллюсков (Ленинград, 7—9 февр. 1979 г.). Ленинград : Наука, 1979. Сб. 6. С. 222—224.
44. Плигин Ю.В. Полихеты понто-каспийского комплекса в бентосе водохранилищ Днепра. *Природничий альманах. Сер.: Біологічні науки*. 2006. Вип. 8. С. 185—191.

45. Плігін Ю.В., Железняк Н.І. Перша знахідка олігохети *Branchiura sowerbyi* Beddard, 1892 (род. Tubificidae) у Канівському водосховищі (р. Дніпро). *Гідробиол. журн.* 2020. Т. 56, № 1. С.115—118.
46. Подругіна А.Б. Толерантність та потенційні можливості Gammaridae до дії абіотичних чинників при культивуванні в регульованих системах: автореф. дис. ... канд. біол. наук. Київ, 2019. 23 с.
47. Пономарева З.А. Отношение к солености среды бокоплава *Dikerogammarus haemobaphes* (Eichwald) из устьевой области Днепра. *Гидробиол. журн.* 1975. Т. 11, № 6. С. 84—86.
48. Правила експлуатації водосховищ Дніпровського каскаду / А.В. Яцик та ін. Київ : Генеза, 2003. 176 с.
49. Протасов А.А. Биоразнообразие и его оценка. Концептуальная диверсикология. Киев, 2008. 106 с.
50. Протасов А. А., Афанасьев С. А. Основные типы сообществ дрейссены в перифитоне. *Гидробиол. журн.* 1990. Т. 26, № 4. С. 15—22.
51. Романенко В.Д. Дніпровські водосховища, їхнє значення та проблеми. *Гидробиол. журн.* 2018. Т. 54, № 1. С. 3—12.
52. Романенко В.Д., Афанасьев С.О., Юришинець В.І. Глобальні загрози для гідроекосистем, викликані змінами клімату. *Гідроекосистеми заповідних територій верхньої Прип'яті в умовах кліматичних змін*. Київ : Кафедра, 2013. С. 116—125.
53. Романенко В.Д., Гриб І.В., Гродзинский М.Д. Концептуальні підходи при формуванні трансграничних гідроекологічних коридорів. *Гидробиол. журн.* 2003. Т. 39, № 5. С. 3—16.
54. Семенченко В.П., Сон М.О., Новицкий Р.А. и др. Чужеродные макробеспозвоночные и рыбы в бассейне реки Днепр. *Российский журн. биол. инвазий*. 2014. № 4. С. 76—96.
55. Сон М.О. Моллюски-вселенцы в пресных и солоноватых водах Северного Причерноморья. Одесса: Друк, 2007. 132 с.
56. Старобогатов Я.И. Фауна моллюсков и зоогеографическое районирование континентальных водоемов земного шара. Ленинград : Наука, 1970. 372 с.
57. Харченко Т.А. Биоразнообразие понто-каспийской реликтовой фауны в дунайском бассейне. *Гидробиол. журн.* 2004. Т. 40, № 6. С. 58—83.
58. Шарлемань Н. Заметки о некоторых ракообразных Днепра. *Русский гидробиол. журн.* 1922. Т. 1, № 11—12. С. 322—324.
59. Шевцова Л.В. Донные животные каналов различных природных зон. Киев : Наук. думка, 1991. 220 с.
60. Шевцова Л.В., Харченко Т.А. О роли дрейссены в переработке взвешенных органических веществ Северо-Крымского канала. *Гидробиол. журн.* 1981. Т. 17, № 5. С. 53—57.
61. Шерстюк В.В., Гусинська С.Л., Сергеев А.І., Таран О.М. Роль каспійських вселенців у формуванні рибопродуктивності Кременчуцького водосховища. *Риб. госп.* 1993. Вип. 47. С. 70—75.
62. Шерстюк В.В., Северенчук Н.С. Беспозвоночные как кормовые объекты рыб. *Беспозвоночные и рыбы Днепра и его водохранилищ*. Киев : Наук. думка, 1989. С. 117—135.
63. Щербина Г.Х. Автоакклиматизация каспийской полихеты *Hydranina invalida* в бассейне Верхней Волги. *Зоол. журн.* 2001. Т. 80, № 3. С. 278—284.
64. Юришинець В.І. Симбіози гідробіонтів як компоненти прісноводних екосистем. Київ : Наук. думка, 2013. 120 с.
65. Яковлев В.А., Яковлева А.В., Сабиров Р.М. Современное состояние зообентоса Куйбышевского и Нижнекамского водохранилищ в связи с возрастанием роли чужеродных видов. *Эколого-биологические проблемы вод и биоресурсы: пути решения*: сб. науч. тр. Всерос. конф. (Ульяновск, 12—14 нояб. 2007 г.). Ульяновск, 2007. С. 199—202.

66. Ярвекюльг А. Донная фауна восточной части Балтийского моря: состав и экология распределения. Таллин : Валгус, 1979. 382 с.
67. Bij de Vaate A., Jazdzewski K., Ketelaars H.A.M. et al. Geographical patterns in range extension of Ponto-Caspian macroinvertebrate species in Europe. *Canadian J. Fisher. Aquat. Sci.* 2002. Vol. 59. P. 1159—1174.
68. Devin S., Billache L., Noël P.-G., Beisel J.-N. Patterns of biological invasions in French freshwater systems by nonindigenous macroinvertebrates. *Hydrobiologia.* 2005. Vol. 551. P. 137—146.
69. Eggers T.O., Anlauf A. *Hypania invalida* (Grube, 1860) (Polychaeta: Ampharetidae) in der Mittleren Elbe. *Lauterbornia.* 2008. Vol. 62. P. 11—13.
70. Grabowski M., Jazdzewski K., Konopacka A. Alien Crustacea in Polish waters — Amphipoda. *Aquat. Invasions.* 2007. Vol. 2, N 1. P. 25—38.
71. Grigorovich I.A., MacIsaac H.J. First Record of *Corophium mucronatum* Sars (Crustacea: Amphipoda) in the Great Lakes. *J. Great Lakes Res.* 1999. Vol. 25, N 2. P. 401—405.
72. Jazdzewski K., Konopacka A., Grabowski M. Four Ponto-Caspian and one American gammarid species (Crustacea, Amphipoda) recently invading Polish waters. *Contributions to zoology.* 2002. Vol. 71, N 4. P. 115—122.
73. Karatayev A.Y., Mastitsky S.E., Burlakova L.E., Olenin S. Past, current and future of the Central European corridor for aquatic invasions in Belarus. *Biol. Invasions.* 2007. Vol. 10, N 2. P. 215—232.
74. Klink A.G., Bij de Vaate A. *Hypania invalida* (Grube, 1860) (Polychaeta: Ampharetidae) a freshwater polychaeta in the Lower Rhine, new to the Dutch fauna. *Lauterbornia.* 1996. Vol. 25. P. 57—60.
75. Lods-Crozet B., Reymond O. Bathymetric expansion of an invasive gammarid (*Dikerogammarus villosus*, Crustacea, Amphipoda) in Lake Léman. *J. Limnol.* 2006. Vol. 65, N 2. P. 141—144.
76. MacIsaac H.J., Grigorovich I.A., Ricciardi A. Reassessment of species invasion concepts: the Great Lakes basin as a model. *Biol. Invasions.* 2001. N 3. P. 405—416.
77. Mills E., Rosenberg G., Spidle A. et al. A Review of the biology and ecology of the quagga mussel (*Dreissena bugensis*), a second species of freshwater Dreissenid introduced to North America. *Amer. Zool.* 1996. Vol. 36, N 3. P. 271—286.
78. Moog O., Konar M., Humpresch U.H. The macrozoobenthos of the River Danube in Austria. *Lauterbornia.* 1994. Vol. 15. P. 25—51.
79. Moyle P.B. Effects of invading species on freshwater and estuarine ecosystems. *Norway/UN Conference on Alien Species: the Trondheim Conferences on Biodiversity* (Trondheim, 1—5 July 1996). Trondheim, 1996. P. 86—92.
80. Pligin Yu.V., Matchinskaya S.F. New data on the expansion of the area of distribution of brackishwater invertebrates in the Dnieper reservoirs. *Hydrobiol. J.* 2002. Vol. 38, N 6. P. 3—7.
81. Pligin Yu.V., Matchinskaya S.F., Zheleznyak N.I., Linchuk M.I. Long-term distribution of alien species of macroinvertebrates in the ecosystems of the Dnieper reservoirs. *Ibid.* 2014. Vol. 50, N 2. P. 3—17.
82. Pligin Yu.V., Yemel'yanova L.V. Acclimatization of caspian invertebrates in Dnieper reservoirs. *Ibid.* 1989. Vol. 25, N 1. P. 1—9.
83. Pligin Yu.V., Zheleznyak N.I. Dreissenidae (Mollusca: Bivalvia) in benthos of the Kiev reservoir and factors influencing their distribution. *Ibid.* 2020. Vol. 56, N 1. P. 24—41.
84. Semenchenko V.P., Rizevski V.K., Mastitsky S.E. et al. Checklist of aquatic alien species established in large river basins of Belarus. *Aquat. Invasions.* 2009. Vol. 4, N 2. P. 337—347.
85. Semenchenko V.P., Vezhnovets V.V., Lipinskaya T.P. Alien species of ponto-caspian amphipods (Crustacea, Amphipoda) in the Dnieper river basin (Belarus). *Russian J. Biol. Invasions.* 2013. Vol. 4, N 4. P. 269—275.

86. United States Coast Guard. Ballast water management for vessels entering the Great Lakes. 1993. N 33-CFR. Part 151. 150 p.

87. Van der Velde G., Rajagopal S., Kelleher B. et al. Ecological impact of crustacean invaders: General considerations and examples from the Rhine River. *Crustacean Issues*. 2000. Vol. 12. P. 3—34.

Надійшла 30.03.2023

Yu. V. Pligin, PhD (Biol.), Senior Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine,
e-mail: ecovod.igb@gmail.com

N.I. Zheleznyak, engineer
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine

RESULTS AND PROSPECTS FOR THE SPREAD OF PONTO-CASPIAN
MACRO-INVERTEBRATES ON EUROPEAN INVASION CORRIDORS:
PREREQUISITES, CONSEQUENCES, PROSPECTS

The preconditions, consequences and prospects of the spread of Ponto-Caspian macroinvertebrates along the European invasive corridors to the west and north of Europe and to the reservoirs of North America are analyzed. During the XIX—XX century Ponto-Caspian invertebrates were most actively invading the Western European water bodies via the Central (Dnieper) corridor. The appearance of Dreissenidae, Gammaridae, Corophiidae species in the inland waters of North America is associated with the long-term functioning of the Southern «Ponto-American» invasion corridor.

Keywords: *invasive corridors, Ponto-Caspian invertebrates, Great Lakes of America, canals, water logistics, history of European rivers.*

РИБОГОСПОДАРСЬКА ГІДРОБІОЛОГІЯ І ІХТІОЛОГІЯ

УДК 597.2/.5(282.247.32)

П.В. ТКАЧЕНКО, наук. співроб.,

Чорноморський біосферний заповідник НАН України,
вул. Лермонтова, 1, м. Гола Пристань, Херсонська обл., 75600, Україна,
e-mail: tkachenko.bsbr@gmail.com

МОРСЬКІ ВИДИ РИБ У ДНІПРОВСЬКОМУ ЛИМАНІ В СУЧАСНИЙ ПЕРІОД

Представлено видовий склад морських видів риб у Дніпровському лимані. За 30-річний період проведення іхтіологічних досліджень (1992—2021 рр.) в даному лимані знайдено 22 морські види риб та ще один вид відмічено 60 років тому. Вісім видів риб (36,4 %) зафіксовано в даній водоймі вперше, з яких шість видів (75,0 %) — в останні 5—8 років, коли відбувалось подовження термінів надходження морської води до лиману. Встановлена ступінь зустрічальності морських видів риб у Дніпровському лимані та їхня класифікація за активністю переміщення, типами розмноження, живлення, місця існування та зоогеографічним походженням. Показана дальність проникнення кожного виду вглиб лиману. Визначені морські види риб, які тут є масовими та звичайними. В досліджуваній водоймі виявлено низку видів, які є дуже рідкісними в Чорному морі взагалі, в тому числі занесені до Червоної книги України. Особливої актуальності матеріалам статті надають катастрофічні події на Каховській ГЕС через можливі кардинальні зміни в іхтіофауні Дніпровського лиману найближчими роками.

Ключові слова: морські види риб, збільшення видового складу, осолонення, Дніпровський лиман.

Одним із основних факторів, який вже майже 70 років впливає на стан Дніпровського лиману (далі — ДЛ), є значне скорочення річкового стоку води до цієї водойми внаслідок зарегулювання через будівництво цілої низки гідроелектростанцій на р. Дніпро. Це стало вирішальним для багатьох трансформацій як на самому водному об'єкті, так і в його іхтіофауні. Тільки з 1950 по 1965 р. обсяги надходження прісної води у ДЛ зменшились на 22 % [7], а потім і надалі скорочувались. Відбулось зниження швидкості течії у 4—6 разів та об'ємів прісної води, що поступає в лиман, та як наслідок цього — осолонення вод лиману, особливо в маловодні роки [7].

Осолонення ДЛ через маловодність протягом кількох років поспіль ще у 1963—1965 рр. призвело до проникнення в цю водойму цілої низки морських видів [7]: анчоуса європейського *Engraulis encrasicolus* (Linnae-

Ц и т у в а н н я: Ткаченко П.В. Морські види риб у Дніпровському лимані в сучасний період. *Гідробіол. журн.* 2023. Т. 59. № 6. С. 43—61.

ISSN 0375-8990. Гідробіологічний журнал. 2023. 59(6)

43

us, 1758), шпрота європейського *Sprattus sprattus* (Linnaeus, 1758), мерланга *Merlangius merlangus* (Linnaeus, 1758), лобаня *Mugil cephalus* Linnaeus, 1758, сингіля *Chelon aurata* (Risso, 1810), гостроноса *Chelon saliens* (Risso, 1810), собачки звичайної *Parablennius sanguinolentus* (Pallas, 1814), зеленушки плямистої *Symphodus ocellatus* (Forsk., 1775) та луфаря *Pomatomus saltatrix* (Linnaeus, 1766). З цих видів ще раніше в ДЛ вказувались анчоус європейський, шпрот європейський, лобань, сингіль та луфар, але тільки у західній частині лиману [7]. Крім них, у 1955 р. тут відмічався ще горбань світлий *Umbrina cirrosa* (Linnaeus, 1758) [11].

Після 1965 р. у західну частину ДЛ заходили мерланг і собачка звичайна, а зеленушка плямиста вже фіксувалась і в центральній частині лиману [7]. В різних районах ДЛ зустрічались епізодично ще пуголовочка Браунера *Benthophiloides brauneri* Beling et Iljin, 1927, собачка-сфінкс *Aidablennius sphynx* (Valenciennes, 1836), іглиця північна *Nerophis ophidion* (Linnaeus, 1758) та барабуля звичайна *Mullus barbatus* Linnaeus, 1758, проте тільки до 1970—1980-х років [5, 11, 12]. А також іглиця довгорила *Syngnathus typhle* Linnaeus, 1758, бичок-зеленчак *Zosterisessor ophiocephalus* (Pallas, 1814), морський язик піщаний *Pegusa lascaris* (Risso, 1810) та тригла жовта *Chelidonichthys lucernus* (Linnaeus, 1758) [11], але в останньому джерелі літератури не вказано, в які роки це відбувалось.

Середня солоність вод ДЛ становить 3,6 ‰ (до побудови Каховського водосховища — близько 2 ‰) [6]. Але в різних районах лиману (довжина якого складає 55 км), залежно від переважання прісних річкових чи морських водних мас, солоність відрізняється: східний район (дніпровський) — 1—3,3 ‰ (буває менше 1 ‰ — за значних попусків з Каховського водосховища); центральний — 1—6 ‰; західний — 1—11 ‰; а в Бузькому лимані — 2—10 ‰ [6]. Найбільші показники солоності характерні для періоду липень — грудень, коли скорочуються попуски з Каховського водосховища. Характерним є проникнення в ДЛ чорноморської води придонним шляхом (середньорічна солоність придонних шарів — 4,3 ‰) [6]. Дуже схожі показники солоності у вказаних районах були отримані і в пізніших дослідженнях [2]. Проникнення солоних морських вод у маловодні роки спостерігається до гирлових ділянок пониззя Дніпра [4].

Близько 25—30 % річного стоку річок Дніпра та Південного Бугу використовується на зрошення та водопостачання, що обумовлює збільшення солоності води лиману, через що погіршуються умови життя та нересту багатьох видів риб, а також життя річкових видів фіто- і зоопланктону [13].

Останні дослідження абіотичних параметрів Дніпровсько-Бузької естуарної екосистеми свідчать про те, що трансформація річкового стоку разом із антропогенним впливом призвели до погіршення гідрологічного та гідрохімічного режиму, негативно вплинули на існування та умови розмноження риб і на умови існування їхніх кормових гідробіонтів [28, 29].

На рівень підвищення мінералізації ДЛ впливає скорочення витрат води у Дніпрі, яке на сучасному етапі порівняно з минулими багаторічними

ми даними скоротилось більш ніж у 2,5 рази, складаючи в середньому за рік 441 м³/с проти 1340 м³/с [8]. Внаслідок перерозподілу природного стоку Дніпра та загального скорочення прісноводного стоку річок України, а також підвищення солоності води в Дніпровсько-Бузькій естуарній екосистемі, суттєво знизилась загальна чисельність і, як наслідок, улови цінних прохідних, напівпрохідних і місцевих жилих видів риб [5, 8]. Через скорочення річкового стоку та осолонення у ДЛ почали зростати видовий склад та чисельність солонуватоводних видів, а прісноводних — зменшуватись [1, 7]. До кінця ХХ ст. нові морські види у даній водоймі не відмічались, зростала лише чисельність деяких з них та солонуватоводних видів, а стан прісноводної іхтіофауни далі погіршувався [14].

У публікаціях за останні 30 років ми знайшли вказівки на наявність морських видів риб у ДЛ за даний період лише в трьох роботах, де згадуються чорноморські кефалі [1], анчоус європейський та луфар [2, 5]. Факт масового заходу сюди двох останніх видів у серпні 2004 р. під час різкого та тривалого (20 діб) збільшення мінералізації води був зафіксований по всьому лиману, крім східної його частини [2].

Зазвичай подібні різкі осолонення лиману тривали від трьох до п'яти діб і виникали в середньому раз на місяць [2]. Це був єдиний факт масового заходу морських видів риб у ДЛ за останні 30 років. При цьому збільшення кількості морських видів, які раніше реєструвались у Дніпровсько-Бузькій гирловій системі, під час останніх досліджень в 2011—2015 рр. не спостерігалось, що могло вказувати на низьку їхню чисельність у прилеглий до лиману частині Чорного моря [5]. А помітне зростання чисельності серед таких видів у ДЛ відбувалось тільки у анчоуса європейського [5].

Отже, дослідження морської іхтіофауни ДЛ у сучасний період велись недостатньо. Мета даної роботи — показати видовий склад морських видів риб у ДЛ за останні 30 років, встановити ступінь їхньої зустрічальності, надати еколого-фауністичну характеристику та зоогеографічне походження. Особливої актуальності матеріалам статті надають катастрофічні події на Каховській ГЕС 06.06.2023 р., які зумовили незворотний вплив на стан біоти пониззя Дніпра та можуть спричинити радикальні зміни в іхтіофауні Дніпровського лиману найближчими роками.

Матеріал і методика досліджень

У даній роботі нас цікавили тільки власне морські види риб, які заходили в ДЛ протягом періоду досліджень. Дослідження виконувались в ДЛ (рис. 1) з 1992 по 2021 р. і базувались на кількох складових. По-перше: була отримана інформація щодо зустрічальності 13 морських видів риб серед прилову на креветочні ятері рибалками-приватними підприємцями в 2019—2021 рр. у ДЛ біля сіл Василівка та Покровські хутори: з 14—18 уловів щороку на 1-2 ятері (всього — 47 уловів з розрахунку 1 лов/1 ятір). У даних приловах за весь вказаний період відмічено 385 екз. анчоуса європейського, 168 екз. шпрота європейського, 17 екз. мерланга, 45 екз. бичка чорного *Gobius niger* Linnaeus, 1758, 87 екз. бичка-зеленчака,



Рис. 1. Район проведення досліджень у 1992—2021 рр.

132 екз. сингіля, 21 екз. гостроноса, 19 екз. собачки звичайної, 29 екз. ставриди середземноморської *Trachurus mediterraneus* (Steindachner, 1868), 37 екз. іглиці довгорилої, 45 екз. морського коника довгорилого *Hippocampus guttilatus* Cuvier, 1829, 438 екз. зеленушки-орябка *Symphodus cinereus* (Bonnaterre, 1788) та 581 екз. зеленушки плямистої.

По-друге: під час зустрічей зграй кефалей нашими респондентами проводились візуальні спостереження за ними. Розмірні показники (для всіх видів риб у статті вказується загальна довжина тіла) переважної частини особин при таких та інших спостереженнях визначались візуально. Підрахунок кількості особин кефалей в зграях проводили, використовуючи відповідну методику [17], коли спостерігач поштучно підраховує кількість особин в зграях, які проходять повз нього. У випадку великих зграй проводили підрахунок в частині зграї, а потім оцінювали загальну кількість особин у всій зграї.

По-третє: здійснювали анкетування 22 місцевих досвідчених рибалок сіл Геройське, Василівка та Покровські хутори в 2015—2021 рр. Вони отримували інформацію щодо зустрічей тільки морських видів риб в ході промислових ловів прісноводних видів риб у ДЛ частиковими ятерями та сітками з вічками 40—60 мм, а також кефальними та пузанковими сітками з вічками від 22 до 36 мм (даних щодо самих промислових ловів відповідальні за це особи з особистих міркувань нам не надавали). Основні питання анкет були: вид риби, дата та район вилову або спостереження, кількість особин, їхня орієнтовна довжина та (або) маса тіла.

По-четверте: проводили усні опитування рибалок, державних інспекторів відділу охорони водних біоресурсів у Миколаївській обл., інспекторів національного природного парку «Білобережжя Святослава» (далі — НПП) та місцевих жителів сіл Геройське та Рибальче Голопристанського р-ну Херсонської обл., сіл Василівка та Покровські хутори Очаківського р-ну Миколаївської обл., Від державних інспекторів рибо-

охорони та НПП були отримані тільки окремі усні дані щодо деяких морських видів риб.

Такі методи проведення досліджень виявилися єдино можливими, тому що інші були для нас на даній водоймі недоступними. Їхня репрезентативність є досить великою, тим більше з розповсюдженням гаджетів та отриманням фотографічного підтвердження зустрічей різних видів риб, а іноді з отриманням нами і самих екземплярів риб (в тому числі й нових для ДЛ, які вказуються і в даній статті — по одному екземпляру сарга *Diplodus sargus* (Linnaeus, 1758) та спара *Sparus aurata* Linnaeus, 1758). Вказані методи були доволі ефективними при дослідженнях морського судака *Sander marinus* (Cuvier, 1828) [15, 22] та чорноморських кефалей [26].

Виходячи з різниці в дальності проникнення всіх морських видів риб до ДЛ, ми умовно розділили дану водойму на п'ять зон для визначення кількості таких видів, які зустрічались в кожній зоні, що винесено на окремий рисунок. Східна зона лиману має довжину приблизно 15 км, всі інші — по 10 км.

Визначення видів риб проводили за роботами [11, 16, 31]. Систематика риб та їхні латинські назви наведені за [30, 32], українські назви — за [9].

Результати досліджень та їх обговорення

Загалом за весь період проведення досліджень з 1992 по 2021 р. були отримані дані щодо 22 морських видів риб, які зустрічались в ДЛ саме у ці роки (табл. 1), а також інформація про ще один вид, який був відмічений більше 60 років тому і не вказувався ніким раніше (його внесено до таблиці 1 без нумерації та не включено в розрахунки під час аналізу сучасного складу морських видів риб ДЛ; щодо цього виду окремо йдеться наприкінці розділу). Більшість з них є: 1) видами Бореально-Атлантичного зоогеографічного походження, 2) видами, які ведуть придонний спосіб життя, 3) пелагофілами, 4) видами зі змішаним типом живлення, 5) порівну мігруючими та осілими (табл. 1, рис. 2—5).

З 1992 по 2021 р. в ДЛ вісім видів морських риб (тобто 36,4 %) виявлено вперше [18, 23, 25]. Таким чином, за всі часи досліджень (включаючи дані дослідників до 1992 р. та з 1992 по 2021 р.) у ДЛ відмічали 26 морських видів риб.

Наш період досліджень можна умовно поділити на три частини: 1) 1992—2003 рр.; 2) 2004—2013 рр.; 3) 2014—2021 рр. У першу з них у ДЛ заходили лише шість морських видів риб та їхня зустрічальність була найнижчою за останні 30 років (див. табл. 1). Усі вони відмічались тут постійно або дуже часто і до 1992 р. В другу частину досліджень у лимані спостерігались 12 морських видів риб і зустрічальність всіх видів почала помітно підвищуватись. З цих 12 видів — всі шість, яких ми фіксували в попередні роки, ще чотири види додалися з тих, що приводились іншими дослідниками в ДЛ до 1992 р., а два види були зареєстровані тут перше: спар *Sparus aurata* Linnaeus, 1758 та зеленушка-орябок *Symphodus cinereus* (Bonnaterre, 1788). І з 2014 по 2021 р. у ДЛ реєструвались вже 22 морських

Таблиця 1
Морські види риб, які відмічені в Дніпровському лимані у 1992—2021 рр., їхнє зоогеографічне походження, еколого-фауністична характеристика та зустрічальність

Таксономічний склад риб	Зоогеографічне походження	Класифікація за активністю переміщення	Класифікація за місцем існування	Класифікація за розміром розмноження	Класифікація за живленням	Зустрічальність у 1992—2003 роках	Зустрічальність у 2004—2013 роках	Зустрічальність у 2014—2021 роках	Відстань прониження в ДБЛ, у км
MYLIOBATIFORMES Dasyatidae	Бат	М	Д	Яж	I+II	—	—	О	до 30
1. Морський кіт <i>Dasyatis pastinaca</i> (Linnaeus, 1758)									
CLUPEIFORMES Engraulidae	Бат	М	П	Пф	III	Р-Н	Н	3-Н	до 40
2. Анчоус європейський <i>Engraulis encrasicolus</i> (Linnaeus, 1758)									
3. Шпрот європейський <i>Sprattus sprattus</i> (Linnaeus, 1758)	Бат	М	П	Пф	III	Р-Н	Н	3-Н	до 40
GADIFORMES Gadidae	Бат	М	ПД	Пф	I	—	О	О	до 20-25
4. Мерланг <i>Merlangius merlangus</i> (Linnaeus, 1758)									

Продовження табл. 1

Таксономічний склад риб	Зоогеографічне походження	Класифікація за активністю переміщення	Класифікація за місцем існування	Класифікація за розміром розмноження	Класифікація за живленням	Зустрічальність у 1992—2003 роках	Зустрічальність у 2004—2013 роках	Зустрічальність у 2014—2021 роках	Відстань проникнення в ДБЛ, у км
GOBIIFORMES Gobiidae									
5. Бичок чорний <i>Gobius niger</i> Linnaeus, 1758	БАГ	О	Д	Бг	II	—	—	Н	до 10
6. Бичок-зеленчак <i>Zosterisessor ophiocephalus</i> (Pallas, 1814)	СМ	О	Д	Бг	I+II	—	—	Р-Н	до 20
MUGILIFORMES Mugilidae									
7. Лобань <i>Mugil cephalus</i> Linnaeus, 1758	ЦТ	М	ПД	Пф	IV	Н-Р	Н-З	З-М	до 55
8. Сингіль <i>Chelon aurata</i> (Risso, 1810)	АтС	М	ПД	Пф	IV	З	З-М	М	до 55
9. Гостроніс <i>Chelon saliens</i> (Risso, 1810)	СМ	М	П	Пф	IV	О	Р-О	М-Н	до 35
BLENNIIFORMES Blenniidae									

Продовження табл. 1

Таксономічний склад риб	Зоогеографічне походження	Класифікація за активністю переміщення	Класифікація за місцем існування	Класифікація за розміром розмноження	Класифікація за живленням	Зустрічальність у 1992—2003 роках	Зустрічальність у 2004—2013 роках	Зустрічальність у 2014—2021 роках	Відстань проникнення в ДБЛ, у км
10. Собачка звичайний <i>Parablemmius sapidus</i> (Pallas, 1814)	СМ	О	Д	Бг	V+II	—	О	P-O	до 20—25
CARANGIFORMES Carangidae									
11. Славрида середземноморська <i>Trachurus mediterraneus</i> (Steindachner, 1868)	АтС	М	П	Пф	I	—	—	P-O	до 10
ISTIORPHORIFORMES Xiphiidae									
Мечорил <i>Xiphias gladius</i> Linnaeus, 1758*	КТ	М	П	Пф	I	—	—	—	до 30
SYNGNATHIFORMES Syngnathidae									
12. Іглиця довгорила <i>Syngnathus typhle</i> Linnaeus, 1758	Бат	О	ПД	Вн	III+II	—	P	H-P	до 10

Продовження табл. 1

Таксономічний склад риб	Зоогеографічне походження	Класифікація за активністю переміщення	Класифікація за місцем існування	Класифікація за розмноженням	Класифікація за живленням	Зустрічальність у 1992—2003 роках	Зустрічальність у 2004—2013 роках	Зустрічальність у 2014—2021 роках	Відстань проникнення в ДБЛ, у км
13.* Морський коник довгорилий <i>Hippocampus guttilatus</i> Cuvier, 1829 BRIFORMES Labridae	БАТ	О	ПД	Вн	Ш+П	—	—	Р	до 10
14. Зеленушка-орябок <i>Symphodus cinereus</i> (Bonnaterre, 1788)	СМ	О	ПД	Бг	П	—	Р-Н	М-3	до 40
15. Зеленушка плямиста <i>Symphodus ocellatus</i> (Forsk., 1775) PERCIFORMES Mullidae	СМ	О	ПД	Бг	П	Н-3	3	М-3	до 50
16. Барабуля звичайна <i>Mullus barbatus</i> Linnaeus, 1758	БАТ	О	Д	Пф	П	—	О	Р-О	до 10

Продовження табл. 1

Таксономічний склад риб	Зоогеографічне походження	Класифікація за активністю переміщення	Класифікація за місцем існування	Класифікація за розмноженням	Класифікація за живленням	Зустрічальність у 1992—2003 роках	Зустрічальність у 2004—2013 роках	Зустрічальність у 2014—2021 роках	Відстань проникнення в ДБЛ, у км
Pomatomidae									
17. Луфар <i>Pomatomus saltatrix</i> (Linnaeus, 1766)	КТ	М	П	Пф	I	—	O	P-O	до 20-25
SCORPAENIFORMES									
Triglidae									
18.* Тригла жовта <i>Chelidonichthys lucernus</i> (Linnaeus, 1758)	АтС	О	Д	Пф	II+I	—	—	O	до 30
ACANTHURIFORMES									
Sciaenidae									
19.* Горбань темний <i>Sciaena umbra</i> Linnaeus, 1758	АтС	О	ПД	Пф	II+I	—	—	O	до 20
20.* Горбань світлий <i>Umbrina cirrosa</i> (Linnaeus, 1758)	АтС	О	ПД	Пф	II+I	—	—	O	до 20

Продовження табл. 1

Таксономічний склад риб	Зоогеографічне походження	Класифікація за активністю переміщення	Класифікація за місцем існування	Класифікація за розмноженням	Класифікація за живленням	Зустрічальність у 1992—2003 роках	Зустрічальність у 2004—2013 роках	Зустрічальність у 2014—2021 роках	Відстань прориння в ДБЛ, у км
SPARIFORMES									
Sparidae									
21. <i>Diplodus sargus</i> (Linnaeus, 1758)	АтС	М	ПД	Пф	П	—	—	О	до 20
22. <i>Sparus aurata</i> Linnaeus, 1758	АтС	М	П	Пф	П+І	—	О-Р	О	до 20

Примітка. * — Види, які занесені до Червоної книги України. ** — Вид зустрічається в 1950-х роках. Зустрічальність виду: М — масовий вид, який зустрічається щорічно в кількості 1—2 тис. особин та більше; 3 — звичайний — майже щорічно від 1—2 сотень до 1—2 тис.; Н — нечисленний — 1 або кілька разів у 2—4 роки від 1—2 десятків до 1—2 сотень; Р — рідкісний — 1—2 рази у 4—7 років від 5—10 особин до 1—2 десятків; О — заходять епізодично та поодинокі (до 5 особин); Н-Р, 3-Н і т. п. — чисельність даних видів по роках коливається у вказаних межах. Класифікація за активністю переміщення: О — осілі, М — мігруючі. Класифікація за місцем існування: П — пелагічні, Д — донні, ПД — придонні. Класифікація за розмноженням: Пф — пелагофіли, Вн — виношувальники ікру, Яж — яйцеживородні, Бг — будують гніздо і охороняють ікру. Класифікація за живленням: І — хижі, П — бентофаги, ІІІ — планктофаги, ІV — детритофаги, V — фітофаги. Зоогеографічне походження: Бат — Бореально-Атлантичний, АтС — Атлантико-Середземноморський, СМ — Середземноморський, ЦТ — Циркумтропічний, КТ — Космополіт.

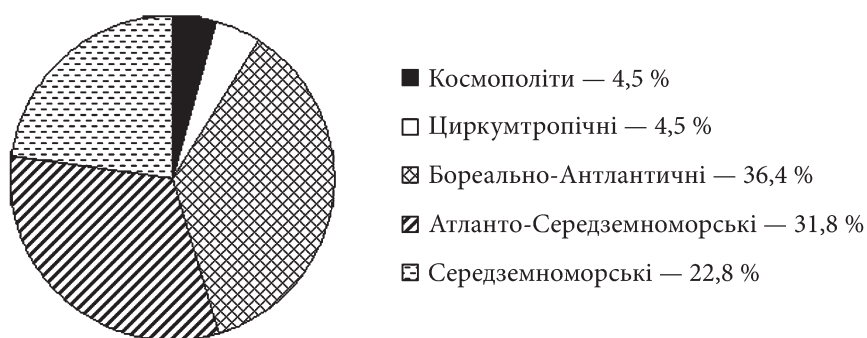


Рис. 2. Співвідношення морських видів риб ДЛ у 1992—2021 рр. за зоогеографічним походженням

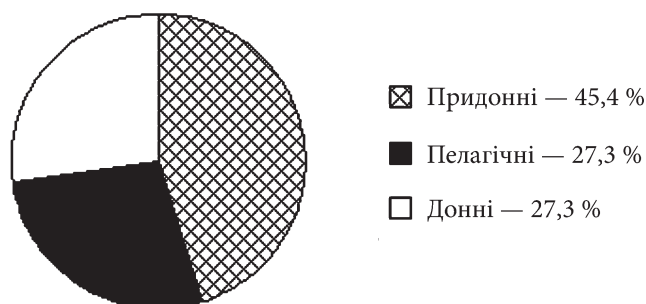


Рис. 3. Співвідношення морських видів риб ДЛ у 1992—2021 рр. за місцем існування

види риб. Серед них усі ті, які були присутні в лимані з 1992 по 2013 р., а також додалися чотири, які спостерігались в ДЛ до наших досліджень, та ще шість нових для даної акваторії видів, а саме: морський кіт *Dasyatis pastinaca* (Linnaeus, 1758), бичок чорний *Gobius niger* Linnaeus, 1758, ставрида середземноморська *Trachurus mediterraneus* (Steindachner, 1868), морський коник довгорилий *Hippocampus guttillatus* Cuvier, 1829, горбань темний *Sciaena umbra* Linnaeus, 1758 та сарг *Diplodus sargus* (Linnaeus, 1758). Саме з 2014 по 2021 р. і був, в основному, сформований весь сучасний видовий склад морських риб ДЛ, та зустрічальність майже всіх 22 видів у ці роки була в даній водоймі найбільшою.

Масовими та звичайними видами (відповідно М і З в табл. 1), які заходили в дану водойму щорічно (або майже щорічно) в останні 15—30 років та знаходились там від кількох днів (або тижнів) до кількох місяців на рік, з морських видів риб є наступі: анчоус європейський, шпрот європейський, лобань, сингіль, гостроніс, зеленушка плямиста і зеленушка-орябок. Останні два види фактично постійно мешкають в озерах і канавах, які сполучаються з лиманом, а також у багатьох місцях прибережної зони західної частини ДЛ, де вони є масовими та їх відмічають поодинокі чи по кілька особин разом, а часто і десятками особин одночасно. У



Рис. 4. Співвідношення морських видів риб ДЛ у 1992—2021 рр. за типом розмноження

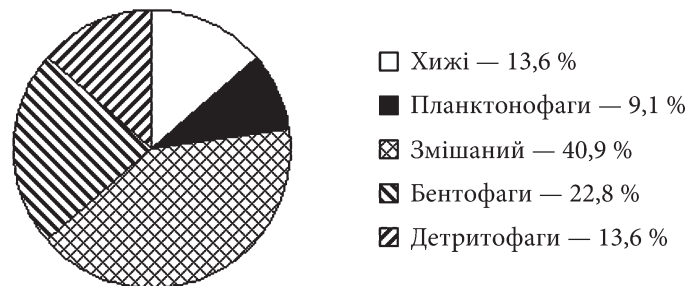


Рис. 5. Співвідношення морських видів риб ДЛ у 1992—2021 рр. за типом живлення

східній частині ДЛ вони зустрічаються набагато рідше та тримаються ближче до центральної його частини (див. рис. 1). Перші шість видів фіксувались в ДЛ також в минулі роки, задовго до наших досліджень. Зеленушка-орябок почала освоювати лиман років 10—15 тому.

Лобань, сингіль та гостроніс спостерігались на різних ділянках цієї водойми, але набагато частіше у більш осолоненій західній її половині. Вони постійно переміщувались виключно зграями в кількості від 10—20 до 50—100 особин, а сингіль та гостроніс нерідко налічували від кількох сотень до кількох тисяч особин різного розмірного складу. У першого виду довжина тіла особин коливалась від 2—3 до 30—40 см, у другого — від 18—20 до 30—32 см, а у лобаня — від 25 до 40—45 см. Таких зграй по всій акваторії лиману могло бути від кількох до десятків, а іноді й сотень одночасно (це не враховуючи мальків сингіля з довжиною тіла до 10—12 см) влітку та восени. Але найбільша їхня кількість знаходиться тут з початку — середини серпня до середини вересня або початку жовтня, залежно від погодних умов. Зустрічальність гостроноса суттєво зростає тільки з 2020 р., до того він біля 30 років з'являвся дуже рідко через вкрай низьку чисельність за весь цей період по всій північно-західній частині Чорного моря. Схожа ситуація склалась у лобаня і сингіля, проте їхня кількість була набагато більшою, особливо в останнього виду. У цих двох видів по всіх сусідніх з ДЛ акваторіях, як і в самому лимані, ситуація поча-

ла поступово покращуватись ще з початку — середини 2000-х років, а в останні п'ять років вона взагалі майже нормалізувалась [26]. Усі ці три види раніше не відмічались у регіоні досліджень в зимовий період, а з 2012 р. у невеликій кількості вже епізодично зустрічаються взимку, в тому числі і в ДЛ.

Ціла низка морських видів заходять у ДЛ раз у кілька років одиночно чи по кілька особин разом і є нечисленними, рідкісними або поодинокими (відповідно Н, Р та О в табл. 1). Половина з них проникає не далі ніж на 5—10 км від лінії межування ДЛ з Чорним морем (див. табл. 1 та рис. 1, 6) і знаходиться тут кілька днів, або до тижня-півтора. Це: бичок чорний, іглиця довгорила, морський коник довгорилий, ставрида середземно-морська і барабуля звичайна. А мерланг, бичок-зеленчак, собачка звичайний і луфар заходять вглиб лиману іноді до 20—25 км (див. табл. 1 та рис. 1, 6).

Усі інші морські види риб спостерігались у ДЛ лічені рази (табл. 2). Про деяких з них дещо скажемо окремо. Так, горбань темний почав реєструватись в цій частині Чорного моря тільки з 2011 р. [19], а з 2018 р. кількість його зустрічей за рік зросла від 1—2 до 100—150 [25]. У 2014 р. вперше одна його особина зафіксована у південно-західній частині ДЛ, та потім даний вид заходив сюди по 1—2 особини в 2018 і 2020 рр. (див. табл. 2, рис. 1, 6).

Спар опинився у ДЛ у 2004 р. в районі с. Василівка (див. табл. 2, рис. 1, 6) і, як виявилось, вперше не тільки тут, а й у всій північно-західній частині Чорного моря [18]. В наступні 15 років цей вид заходив у ту ж частину лиману лише в окремі роки поодинокі чи іноді по кілька особин одночасно (див. табл. 2, рис. 1, 6) [10, 25]. Сарг у регіоні вперше був знайдений у 2008 р. в Ягорлицькій затоці [10, 20], та потім у 2019 р. в ДЛ виловлена ще одна його особина (див. табл. 2). Ця зустріч виявилася другою в районі Кінбурнського п-ова та й взагалі в північно-західній частині Чорного моря та у водах України з 1950 р. [23].

Повною несподіванкою для рибалок став вилов в 2019 р. в ДЛ тригли жовтої *Chelidonichthys lucernus* (Linnaeus, 1758) приблизно в 30 км від межі з Чорним морем (див. табл. 2, рис. 1, 6), хоча колись, мабуть доволі давно, вона тут вже зустрічалась [11]. Цей вид в даний район Чорного моря заходить не щорічно, поодинокі, загалом від однієї до восьми особин на рік [24]. Особина, яка виловлена в ДЛ у 2019 р., виявилася найкрупнішою з тих, що відмічались в північно-західній частині Чорного моря за останні 50 років.

Поява в 2014—2021 рр. майже всіх нових для ДЛ морських видів риб, скоріше за все, пов'язана з подовженням термінів осолонення даної вододійми морськими водами в останні 5—8 років. Що, в свою чергу, окрім зменшення в останні десятиліття надходження прісної води до ДЛ, може бути наслідком помітного збільшення ваги вітрів південно-західних напрямків (під дією яких лиман і наповнюється морськими водами), що відрізняє 2016—2020 рр. від попередніх періодів, і це ми вказували раніше [27]. Крім того, починаючи з 2013—2014 рр., відбувалось значне підви-



Рис. 6. Кількість морських видів риб у різних зонах ДЛ у 2014—2021 рр. залежно від дальності їхнього проникнення у водойму (всі види з подальших зон від Чорного моря, зустрічались і в усіх попередніх зонах, крім морського kota, тригли жовтої та сарга, які враховані тільки в тих зонах, в яких вони були зареєстровані (див. табл. 1); ширина кожної зони — 10 км, східної — 15 км)

щення кількості видів риб та чисельності для багатьох з них у сусідніх з ДЛ акваторіях Чорного моря (Тендрівська, Ягорлицька затоки та у морських водах, що омивають о. Тендру та Кінбурнський півострів) [21, 25, 26], що також істотно збільшувало вірогідність заходу морських видів риб до ДЛ.

На подовження термінів осолонення ДЛ морськими водами опосередковано вказують з кожним роком все більше зростаючі кількість та тривалість перебування у ДЛ медуз аурелії *Aurelia aurita* Linnaeus, 1758 і коренерота *Rhizostoma pulmo* Macri, 1778 та гребневиків мненіопсиса *Mnemiopsis leidyi* A. Agassiz, 1865 і берое *Beroe cucumis* Fabricius, 1780, які у великих кількостях (від 2—3 до 30—50, іноді до 80—100 особин на 1 м³ води) тижнями (загалом до 3—4 місяців на рік), особливо масово у літньо-осінній сезони заповнюють не тільки західну частину лиману, а часто є звичайними і у центральній його частині, а іноді доходять і до східної. Також, якщо 5—10 років тому креветки у західну частину ДЛ заходили рідко, у невеликих кількостях та тільки до тижня-півтора, то в останні 3—4 роки вони (*Palaemon adspersus* Rathke, 1837 та іноді до 5—15 % *Palaemon elegans* Rathke, 1837) присутні тут загалом більше половини року і в більших кількостях, ніж раніше.

Окрім всього, в ході проведених опитувань була отримана інформація щодо заходів в ДЛ у 1950-х рр. мечорила *Xiphias gladius* Linnaeus, 1758. Є об'єктивна інформація, що на сільгоспвиставці в Миколаєві наприкінці 1950-х рр. була представлена одна особина цього виду вагою в 25 кг, яку було виловлено саме в ДЛ. У той період поблизу ДЛ мечорил був вказаний у морі неподалік о. Березань в 1952 р. [11] та о. Тендра в 1956 р. [3], а також один екземпляр (виловлений у Ягорлицькій затоці в 1962 р.) у

Таблиця 2

**Морські види риб, які зустрічались в Дніпровському лимані з 1992 по 2021 р.
лічені рази**

Види	Рік або дата знахідки	Райони знахідки	Кількість особин	Довжина тіла або вага особин
Горбань темний <i>Sciaena umbra</i> Linnaeus, 1758	2014	Південно-західна частина ДЛ	1	25 см
	12.10. 2018	Там само	1	28 см
	2020	Там само	2	20—25 см
Горбань світлий <i>Umbrina cirrosa</i> (Linnaeus, 1758)	2014	Південно-західна частина ДЛ	1	30—35 см
	14.05.2019	Там само	1	38,2 см
	20.07. 2021	Там само	1	до 6 кг
Сарг <i>Diplodus sargus</i> (Linnaeus, 1758)	19.08. 2019	Навпроти с. Василівка	1	19,9 см
Спар <i>Sparus aurata</i> Linnaeus, 1758)	04.01. 2004	Біля с. Василівка	1	42,9см
	з 2005 — в окремі роки	10—20 км від західної межі ДЛ	По 1—2—5 за рік	25—35 см
Морський кіт <i>Dasyatis pastinaca</i> (Linnaeus, 1758)	липень 2020	В районі с. Геройське	2	діаметр диска 40—50 см
Тригла жовта <i>Chelidonichthys lucernus</i> (Linnaeus, 1758)	жовтень 2019	Між с. Геройське та Бузьким лиманом	1	90 см, 6,4 кг

вигляді опудала знаходиться в музеї Чорноморського біосферного заповідника НАН України [25].

Таким чином, в ДЛ за період наших досліджень була виявлена досить велика кількість морських видів риб. Можна вважати, що останніми роками дана водойма вельми активно відвідується морськими видами риб і, скоріше за все, за сприятливих умов цей процес у найближчому майбутньому буде розвиватись.

Висновки

За період виконання робіт з 1992 по 2021 р. в Дніпровському лимані відмічено 22 морські види риб, а також ще один вид зафіксовано більше 60 років тому. Отже, за всі часи досліджень (включаючи дані дослідників до 1992 р. та з 1992 по 2021 р.) загалом у ДЛ відмічали 26 морських видів риб. З 1992 по 2021 р. вісім видів (36,4 %) виявлено вперше, шість з них — у останні 5—8 років. Більшість є видами Бореально-Атлантичного (36,4 % — вісім видів) та Атланти-Середземноморського (31,8 % — сім видів) зоогеографічного походження; порівну є мігруючими і осілими — по 50,0 %;

більшість ведуть придонний спосіб життя — 45,4 % (10 видів). Переважають пелагофіли (63,6 % — 14 видів); за трофічним статусом домінують види зі змішаним типом живлення (40,9 % — 9 видів).

З 2014 по 2021 р. сформувався основний сучасний видовий склад морських риб ДЛ, та зустрічальність майже всіх 22 видів у цей період була в досліджуваній водоймі найбільшою.

Поява майже всіх нових для ДЛ морських видів риб пов'язана з подовженням термінів його осолонення морськими водами останніми роками. Більшість морських видів риб заходить тільки до західної (більш осолоненої) частини ДЛ, і чисельність їх тут більша, ніж у східній частині, куди доходить сім морських видів риб, що заходять в ДЛ щорічно чи майже щорічно. Усі інші є нечисленними або рідкісними. Зустріч у ДЛ сарга *Diplodus sargus* (Linnaeus, 1758) взагалі виявилася другою у водах України з 1950 р.

Список використаної літератури

1. Верлатый Д.Б., Межжерин С.В., Федоренко Л.В. Видовой состав и численность популяций проходных и пресноводных рыб Нижнеднепровской системы: динамика в XX столетии в сравнении с Нижним Дунаем. *Вестн. зоол.* 2009. Т. 43, № 3. С. 231—244.
2. Вітюков Ю.Є. Абіотичні умови існування іхтіофауни в Дніпровсько-Бузькій гирловій ділянці і перспективи раціонального використання біопродуктивного матеріалу. *Рибогосп. наука України.* 2011. № 1. С. 110—115.
3. Виноградов К.О. Іхтіофауна північно-західної частини Чорного моря. Київ: Вид-во АН УРСР, 1960. 116 с.
4. Гейна К.М., Горбонос В.М., Гейна Ю.К. Умови відтворення та ефективність нересту риб Дніпровсько-Бузької гирлової системи. *Рибогосп. наука України.* 2011, № 1. С. 4—8.
5. Гейна К.М. Стан та динаміка поповнення промислового запасу іхтіофауни пониззів ріки Дніпро. *Там само.* 2019. № 1. С. 17—27. ISSN-L 2075-1508
6. Горев Л.М., Пелешко В.І., Хільчевський В.К. Гідрохімія України. Київ : Вища шк., 1995. 307 с.
7. Залуми С.Г. Изменения в ихтиофауне низовьев Днепра и Днепровско-Бугского лимана в связи с гидростроительством. *Вестн. зоол.* 1967. № 3. С. 66—69.
8. Кутішев П.С., Коржов Є.І., Гончарова О.В., Козлов Л.В. Екологічна оцінка якості води Дніпровсько-Бузької естуарної системи за гідрохімічними показниками. *Тавр. наук. вісн.* 2021. № 120. С. 323—335.
9. Куцоконь Ю.К., Квач Ю.В. Українські назви міног і риб фауни України для наукового вжитку. *Біологічні студії,* 2012. Т. 6, № 2. С. 199—220.
10. Маніло Л. Г., Снігірьов С. М., Ткаченко П. В., Заморов В. В. Атлантично-середземноморський іхтіокомплекс і риби-вселенці у північно-західній частині Чорного моря у межах України (огляд за останні 50 років). *GEO&BIO,* 2022. Vol. 22. P. 150—165. p-ISSN 2617-6157 e-ISSN 2617-6165. DOI <https://doi.org/10.15407/gb2212>
11. Мовчан Ю.В. Риби України. Київ : Золоті ворота, 2011. 420 с.
12. Мовчан Ю.В., Романь А.М. Сучасний стан іхтіофауни басейну Нижнього Дніпра. *Зб. праць Зоол. музею.* 2015. № 46. С. 37—51.
13. Овечко С.В., Білик Г.В. Вплив антропогенного навантаження на стан іхтіофауни Дніпровсько-Бузької гирлової області. Наук. читання, присвячені Дню науки. Екологічні дослідження Дніпровсько-Бузького регіону. Вип. 10: Зб. наук. праць. Херсон : Херсон. гідробіол. станція, 2017. С. 3—8.
14. Правоторов Б.І. Зміни складу іхтіофауни та промислових уловів риби в Дніпровсько-Бузькій гирловій області. *Тавр. Наук. вісник.* 2006. Вип. 43. С. 197—205.

15. Романь А.М., Афанасьев С.А., Ткаченко П.В. Новая находка морского судака *Sander marinus* (Pisces, Percidae) в Днепровско-Бугском лимане и краткие замечания по морфологии симпатрических представителей рода. *Гидробиол. журн.* 2017. Т. 53, № 5. С. 40—49.
16. Световидов А.Н. Рыбы Черного моря. Москва ; Ленинград : Наука. 1964. 550 с.
17. Старушенко Л.И. Опыт количественного учета численности сеголетков кефалей в прибрежной зоне северо западной части Черного моря в 1963 г. Тр. АзЧерНИРО. 1966. Вып. 24. С. 105—113.
18. Ткаченко П.В. Находка *Sparus aurata* (Perciformes, Sparidae) в северо-западной части Черного моря. *Вестн. зоол.* 2005. Вып. 2. С. 89—90.
19. Ткаченко П.В. Горбыли Sciaenidae в Тендровском и Ягорлицком заливах и прилегающих к ним акваториях Черного моря. Тез. Междунар. ихтиол. науч.-практ. конф. «Современные проблемы теоретической и практической ихтиологии». Одесса : Феникс, 2011. С. 224—227.
20. Ткаченко П.В. Первая находка *Diplodus sargus sargus* (Linnaeus, 1758) (Sparidae, Perciformes) в северо-западной части Черного моря. *Мор. экол. журн.* 2013. Т. 12, № 3. С. 54.
21. Ткаченко П.В. Іхтіофауна Тендрівської, Ягорлицької заток та прилеглої акваторії Чорного моря. *Вісн. Чернівець. нац. ун-ту. Біологічні системи.* 2018. Т. 10, вип. 1. С. 47—66.
22. Ткаченко П.В. Состояние популяции морского судака *Sander marinus* (Cuvier, 1828) (Perciformes, Pisces) в водах Украины. *Наук. вісн. Чернівець. ун-ту. Біологія (Біологічні системи), [S.l.]*. 2019. Vol. 10, № 2. Р. 159—168. feb. ISSN 2078-8673. DOI: 10.31861/biosystems2018.02.159
23. Ткаченко П.В. Друга знахідка морського карася смугастого, сарга білого *Diplodus sargus* (Linnaeus, 1758) в північно-західній частині Чорного моря. *Гідробіол. журн.* 2020. Т. 56, № 5. С. 13—18. DOI: 10.1615/HydrobJ.v57.i1.20
24. Ткаченко П.В. Тригла жовта *Chelidonichthys lucernus* (Linnaeus, 1758) та кам'яний окунь зебра *Serranus scriba* (Linnaeus, 1758) в районі о. Тендра та Кінбурнського п-ова. *Мор. екол. журн.* 2020. Т. 14, № 2. С. 54—59. DOI <https://doi.org/10.47143/1684-1557/2020.2.07>
25. Ткаченко П.В. Риби Тендрівської, Ягорлицької заток та прилеглих акваторій Чорного моря (анотований список). *Вісник Черн. нац. ун-ту. Біологічні системи.* 2021. Т. 13, № 2. С. 172—190. *Biological systems.* 2021 Vol. 13. Iss. 1. <https://doi.org/10.31861/biosystems2021.02.172>
26. Ткаченко П.В. Динаміка чисельності в популяціях кефалей лобаня, сингіля і гостроноса у Тендрівській і Ягорлицькій затоках та прилеглих до них акваторіях Чорного моря. *Гідробіол. журн.* 2021. Т. 57, № 4. С. 53—68. DOI: 10.1615/HydrobJ.v57.i6.40
27. Ткаченко П.В. Адаптації біологічних циклів у риб Тендрівської, Ягорлицької заток та прилеглих до них акваторій Чорного моря до зміни умов зовнішнього середовища, пов'язаних зі змінами клімату останніх років. *Там само.* 2023. Т. 59. № 3. С. 62—79. DOI: 10.1615/HydrobJ.v59.i5.40
28. Шерман І.М., Кутіщев П.С. Екологія живлення та харчові взаємовідносини промислових корокових Дніпровського лиману: наукова монографія. Херсон : Грінь, 2013. 247 с.
29. Щербак В.І., Шерман І.М., Кутіщев П.С. та ін. Сучасний екологічний стан і біорізноманіття Дніпровсько-Бузької естуарної системи у зв'язку з промисловою іхтіофауною : наукова монографія. Херсон, 2020. 200 с.
30. FishBase. World Wide Web electronic publication. / Ed. by R. Froese & D. Pauly. 2021. www.fishbase.org, version (06/2021).
31. Kottelat M., Freyhof J. Handbook of European freshwater fishes. Kottelat, Cornol, Switzerland and Freyhof, Berlin, Germany. 2007. 660 p.

32. Nelson J.S., Grande T.C., Wilson M.V.H. Fishes of the world (5-th edition). Hoboken, New Jersey : John Wiley & Sons, Inc., 2016. 752 p.

Надійшла 12.05.2023

P.V. Tkachenko, Researcher,
Black Sea Biosphere Reserve of the NAS of Ukraine,
Lermontova St., 1, Hola Prystan, Kherson region, 75600, Ukraine,
e-mail: tkachenko.bsbr@gmail.com

MARINE FISH SPECIES IN THE DNIEPER ESTUARY IN THE MODERN PERIOD

The species composition of marine fish species in the Dnieper estuary is presented. During the 30-year period of conducting ichthyological research (1992—2021), 22 marine species of fish were found in this estuary, in addition, one more species was noted 60 years ago. Eight species of fish (36.4%) were recorded in this reservoir for the first time, of which six species (75.0%) were recorded in the last 5-8 years, when there was a probable extension of the period of seawater entering the estuary. The degree of occurrence marine species of fish in the Dnieper estuary has been established and their classification according to movement activity, types of reproduction, feeding, habitat and zoogeographical origin. Penetration of each species deep into the estuary is shown. The marine species of fish that are widespread and common here have been determined. A number of species that are generally rare in the Black Sea, including those listed in the Red Book of Ukraine, were found in the studied water area. The catastrophic events at the Kakhovskaya HPP are especially relevant to the materials of the article due to possible drastic changes in the ichthyofauna of the Dnieper estuary in the coming years.

Key words: *marine fish species, increase in species composition, salinization, Dnieper estuary.*

ЕКОЛОГІЧНА ФІЗІОЛОГІЯ І БІОХІМІЯ ВОДНИХ РОСЛИН

УДК 582.263:581.6

Т.О. ЛЕОНТЬЄВА, д-р філос., мол. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: leontieva3394@gmail.com
ORCID 0000-0003-4482-328X

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

О.М. УСЕНКО, к. б. н., ст. наук. співроб., ст. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: oleg.mikh.usenko@gmail.com
ORCID 0000-0002-0782-7292

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

Л.С. КІПНІС, к. б. н., ст. наук. співроб., ст. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: kipnisludmila@gmail.com
ORCID 0000-0002-4008-5120

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

КРИТЕРІЇ ОЦІНКИ ПРОДУКЦІЙНИХ МОЖЛИВОСТЕЙ ЗЕЛЕНИХ МІКРОВОДОРОСТЕЙ (CHLOROPHYTA) ПРИ МАСОВОМУ КУЛЬТИВУВАННІ

*Проведено аналіз критеріїв оцінки продукційних можливостей зелених мікро-
доростей, їхньої придатності до масового культивування. Проаналізовано питому*

Ц и т у в а н н я: Леонтьєва Т.О., Крот Ю.Г., Усенко О.М., Коновець І.М., Кіпніс Л.С.,
Красюк Ю.М. Критерії оцінки продуктивних можливостей зелених міководорос-
тей (Chlorophyta) при масовому культивуванні. *Гідробіол. журн.* 2023. Т. 59. № 6.
С. 62—72.

швидкість росту та добовий приріст біомаси видів родин *Scenedesmaceae*, *Selenastraceae* і *Chlorellaceae* залежно від температурного режиму культурального середовища. Найвищими показниками питомої швидкості росту характеризувались *Desmodesmus brasiliensis* (34,0 °C), *Tetradesmus dimorphus* (34,0 °C), *Monoraphidium griffithii* (22,0 °C), *Chlorella vulgaris* (31,0 °C), а добового приросту біомаси — *D. brasiliensis* (34,0 °C), *T. dimorphus* (34,0 °C), *Ch. vulgaris* (31,0 °C) і *Scenedesmus obtusus* (31,0 °C). Досліджено вміст біохімічних компонентів у клітинах зелених мікроводоростей. Найбільшу кількість білків містили *D. brasiliensis* (40,1 %), *T. dimorphus* (39,5 %), *T. obliquus* (44,5 %) та *Ch. vulgaris* (43,2 %), ліпідів — *M. griffithii* (41,3 %) і *Ch. vulgaris* (30,4 %), вуглеводів — *Messastrum gracile* (27,8 %).

Ключові слова: зелені мікроводорості, масове культивування, температурний режим, питома швидкість росту, біомаса, продуктивність.

Вивчення особливостей функціонування мікроводоростей обумовлено двома аспектами. З одного боку, вони відіграють надзвичайно важливу роль у формуванні якості водного середовища [6, 16—18], а з іншого — є потенційним джерелом отримання великого спектра біологічно цінних сполук — білків, які містять незамінні амінокислоти, вуглеводів, ліпідів, пігментів, вітамінів, а також біологічно активних речовин [4].

Для вирощування в штучних умовах найбільший інтерес представляють зелені мікроводорості (*Chlorophyta*), особливо види з родин *Scenedesmaceae*, *Selenastraceae* та *Chlorellaceae*, більшість з яких є мезофілами, тобто мають оптимальний температурний діапазон в межах 20—35 °C.

При накопичувальному культивуванні в штучних системах з обмеженим об'ємом середовища екзометаболіти мікроводоростей чинять істотний вплив на їхню життєдіяльність, зокрема процеси росту та розмноження. Внаслідок біологічної активності ці сполуки беруть участь у формуванні якості культурального середовища, впливають на склад та кількісні показники розвитку супутніх організмів і відіграють важливу трофічну роль [5, 6].

Водночас кількість і склад екзометаболітів відзначаються видоспецифічністю і залежать від абіотичних чинників та фізіологічного стану клітин мікроводоростей [1].

Термотолерантність видів та діапазон оптимальних температур вирощування є однією з найголовніших характеристик при виборі штамів для масового культивування. Встановлено, що для більшості видів зелених мікроводоростей, яких відносять до мезофілів, температури вище 40 °C є критичними і супроводжується втратою фізіологічної активності клітин [11, 22]. За оптимальних температур середовища вони можуть активно нарощувати біомасу та синтезувати біологічно цінні сполуки [4, 13, 15].

Первинний метаболізм є важливим процесом, який безпосередньо бере участь у ростових процесах та розмноженні клітин. У клітинах зелених водоростей найважливішими первинними метаболітами є вуглеводи, ліпіди та білки, вміст яких коливається у широких межах залежно від умов їхнього росту [24].

Метою даної роботи був аналіз критеріїв оцінки продуктивності різних видів зелених мікроводоростей родин Scenedesmaceae, Selenastraceae та Chlorellaceae, а також їхньої придатності для масового культивування в штучних умовах.

Матеріал і методика досліджень

Об'єктами досліджень були альгологічно чисті культури зелених мікроводоростей (Chlorophyta) із колекції культур (HPDP) Інституту гідробіології НАН України [2], а саме: *Scenedesmus obtusus* Meyen HPDP-113, *Scenedesmus ellipticus* Corda HPDP-117, *Desmodesmus communis* E. Hegew. HPDP-109, *Desmodesmus subspicatus* (Chodat) E. Hegew. et A. Schmidt HPDP-103, *Desmodesmus brasiliensis* (Bohlin) E. Hegew. HPDP-102, *Tetradesmus obliquus* (Turpin) M.J. Wynne (= *Acutodesmus obliquus* (Turpin) E. Hegew. et Hanagata) HPDP-104, *Tetradesmus dimorphus* (Turpin) M.J. Wynne (= *Acutodesmus dimorphus* (Turpin) P. Tsarenko) HPDP-108, *Messastrum gracile* Reinsch (= *Selenastrum gracile* Reinsch) HPDP-115, *Monoraphidium griffithii* (Berkeley) Komark.-Legn. HPDP-105, *Chlorella vulgaris* Beijerinck HPDP-119.

Дослідження проводили в аквакамерах з регульованим температурним режимом (22,0, 25,0, 28,0, 31,0 та 34,0 °C), інтенсивністю освітлення — 47,5 мкмоль/м²·с та за співвідношення світла і темряви — 16 : 8 год. Посів інокуляту здійснювали на середовище Фітцджеральда в модифікації Цендера і Горема [3]. Експозиція культур тривала до закінчення експоненційної фази росту (29—34 доби).

Чисельність клітин мікроводоростей підраховували у п'яти повторностях під світловим мікроскопом Ломо Микмед-2 з використанням камери Горяєва [3].

Питому швидкість росту розраховували за формулою [25]:

$$\mu = \frac{\ln N_t - \ln N_0}{\Delta t},$$

де: N_0 та N_t — кількість клітин відповідно на початку та наприкінці досліджуваного періоду; Δt — тривалість досліджуваного періоду.

Тривалість лаг-фази визначали за формулою [4]:

$$T = t_r - t_i = t_r - \frac{\ln N_r - \ln N_0}{\mu},$$

де: t_r — момент, в який культура досягла певної біомаси N_r ; t_i — момент, в який вона могла б досягти такої самої біомаси, якби відразу ж після інокуляції починався експоненційний ріст; N_0 — початкова біомаса.

Визначення розмірних характеристик клітин мікроводоростей проводили за допомогою мікроскопу Axio Imager-2 та програмного забезпечення Axio Vision 4. Довжину і ширину клітин мікроводоростей вимірювали наприкінці експоненційної фази росту ($n = 50$).

Об'єм клітин визначали стереометричним методом, використовуючи лінійні розміри клітин водоростей [21].

Добовий приріст біомаси обчислювали за різницею між початковою та кінцевою кількістю біомаси досліджуваного періоду росту, поділену на кількість діб [8].

Загальний вміст білків визначали методом Лоурі [20], кількість вуглеводів — гравіметричним методом після екстракції 70 %-вим етанолом [7], а вміст ліпідів — за допомогою екстракції сумішшю хлороформ : метанол у співвідношенні 2 : 1 [19].

Експериментальні дані опрацьовували статистично у програмі Microsoft Excel 2010. Отримані дані наведені як середнє арифметичне і стандартна похибка $M \pm m$. Вірогідність різниці середніх величин визначали із застосуванням t -критерію Стьюдента на рівні значущості $p < 0,05$.

Результати досліджень та їх обговорення

Зелені мікроводорості з родин Scenedesmaceae, Selenastraceae, Chlorellaceae становлять значний інтерес як об'єкти масового культивування, оскільки мають значний ареал розповсюдження і широку екологічну валентність до комплексу абіотичних та біотичних чинників [10].

Серед основних критеріїв приросту біомаси зелених мікроводоростей є показник питомої швидкості росту, концентрація інокуляту та тривалість фаз росту.

Враховуючи, те що температура є одним з провідних чинників при культивуванні мікроводоростей, нами були розраховані величини питомої швидкості росту в умовах різних температурних режимів (рис. 1).

Аналіз отриманих даних показав суттєві видові відмінності в реакції мікроводоростей на вплив температури. За дії цього чинника в дослідженому нами діапазоні на швидкість росту досліджувані види можна умовно розділити на чотири групи. Перша група представлена теплолюбними видами, а саме: *S. obtusus*, *D. brasiliensis* та *T. dimorphus* і характеризується позитивною залежністю між швидкістю росту і температурою. При цьому останні два види демонструють високу швидкість росту в досить широкому діапазоні температур (25,0—34,0 °C). Друга група у складі *D. communis* та *Ch. vulgaris* виявляє максимальну швидкість росту відповідно при 28,0—31,0 та 25,0—31,0 °C. Третя група представлена видами, що віддають перевагу більш низьким температурам (22,0 °C) — *D. subspicatus*, *M. gracile* та *M. griffithii*. В четверту групу входять види *S. ellipticus* та *T. obliquus*, які не демонстрували вираженої температурної залежності в даних умовах.

Тривалість експоненційної фази є важливою характеристикою росту культур водоростей, а величини питомої швидкості росту біомаси протягом цього періоду визначають ефективність функціонування систем культивування.

За сприятливої температури найкоротша експоненційна фаза росту зареєстрована для таких видів, як *D. brasiliensis* (10 діб) і *M. gracile* (12 діб),

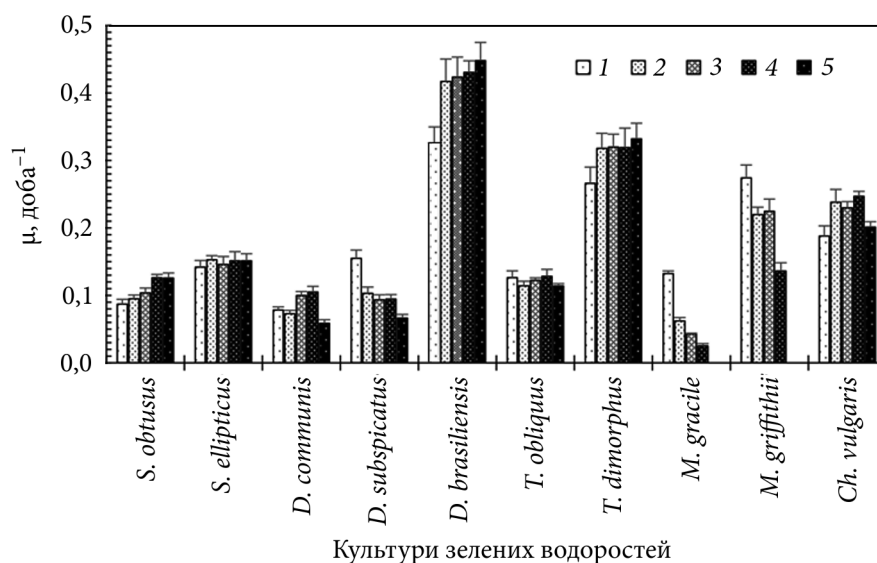


Рис. 1. Питома швидкість росту зелених мікроводоростей протягом експоненційної фази росту за різних температурних умов: 1 — 22,0 °C, 2 — 25,0 °C, 3 — 28,0 °C, 4 — 31,0 °C, 5 — 34,0 °C

а найбільш тривала — для *S. ellipticus* (25 діб), *D. subspicatus* (22 доби), *S. obtusus* (21 доба) та *T. obliquus* (21 доба) (рис. 2).

Водночас слід зазначити, що культури з найвищими показниками питомої швидкості росту (*D. brasiliensis* і *T. dimorphus*) характеризувалися короткотривалою лаг-фазою та переходом в експоненційну, що значно пришвидшує процес приросту біомаси.

Враховуючи те, що тривалість лаг-фази залежить від кількості й віку внесеного інокуляту, абіотичних чинників та якості живильного середовища, можна припустити, що дані штами мікроводоростей були більш адаптовані до відповідних умов і не потребували тривалого періоду аклімації.

До основних критеріїв оцінки продуктивності зелених мікроводоростей при їхньому вирощуванні в штучних умовах можна віднести показник біомаси, оскільки він враховує не лише чисельність клітин, але й їхні розмірні характеристики, які змінюються за різних умов культивування [12]. Показник чисельності клітин наприкінці експоненційної фази росту засвідчив, що *T. dimorphus*, *Ch. vulgaris*, *D. brasiliensis* та *D. subspicatus* можна віднести до видів, які здатні підтримувати високу кількість клітин (понад 15 млн. кл/см³), а *S. obtusus*, *T. obliquus*, *S. ellipticus*, *M. gracile*, *M. griffithii*, *D. communis* — низьку (до 15 млн. кл/см³) (рис. 3).

За об'ємом клітин досліджені види мікроводоростей можна розділити на дрібноклітинні — менше 150 мкм³: *T. obliquus*, *S. ellipticus*, *D. subspicatus*, *M. gracile*, *M. griffithii* і *Ch. vulgaris*, *T. dimorphus* та крупноклітинні — більше 240 мкм³: *D. brasiliensis*, *S. obtusus* і *D. communis* (див. рис. 3).

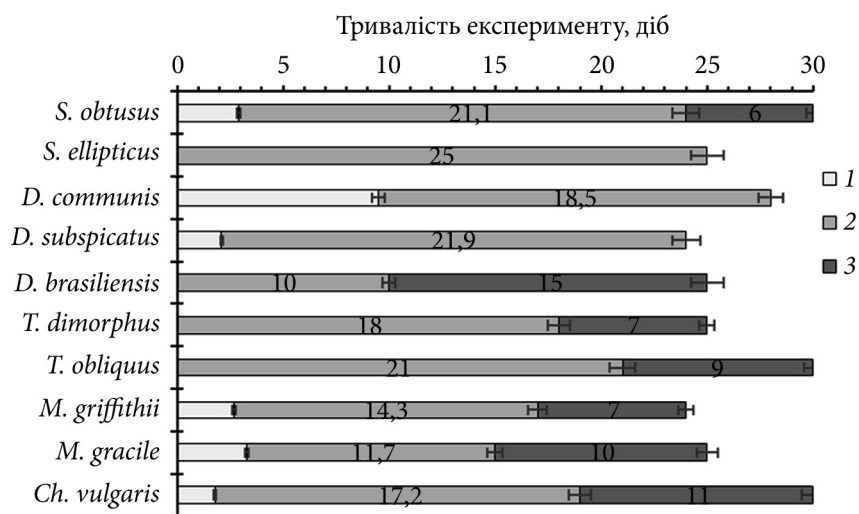


Рис. 2. Тривалість фаз росту культур зелених мікроводоростей за сприятливих температурних режимів: 1 — лаг-фаза; 2 — експоненційна фаза; 3 — стаціонарна фаза

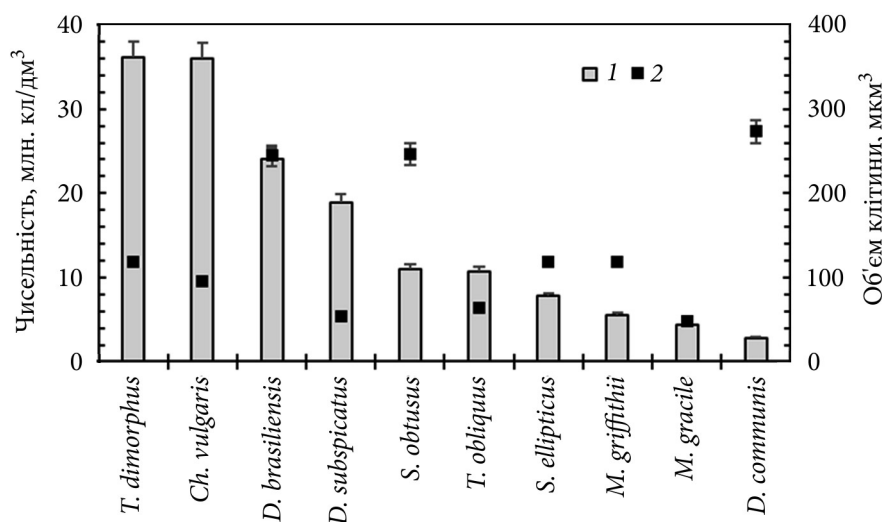


Рис. 3. Чисельність (1) та об'єм клітин (2) зелених мікроводоростей наприкінці експоненційної фази росту при їхньому вирощуванні в штучних умовах за сприятливого температурного режиму.

Необхідно відмітити, що розміри клітин даних видів у експериментальних умовах не відрізнялись від природних популяцій, крім *D. brasiliensis*, що характеризувався незначним збільшенням ширини у 1,3 раза ($p < 0,05$) [9, 23].

Проведений розрахунок добового приросту біомаси показав, що серед досліджуваних видів мікроводоростей найвищими його величинами

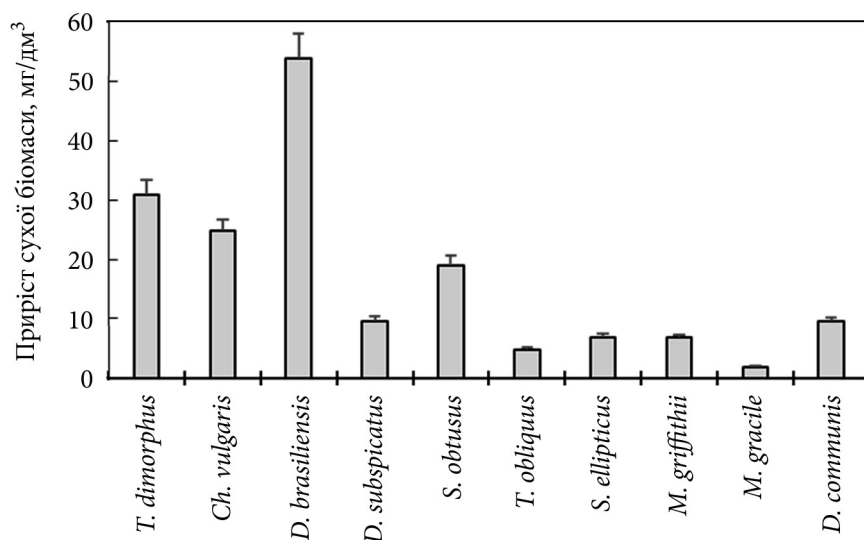


Рис. 4. Добовий приріст біомаси культур зелених мікробіодоростей при вирощуванні в штучних умовах

характеризувались *D. brasiliensis*, *T. dimorphus*, *Ch. vulgaris* та *S. obtusus*, що відповідно у 27, 16, 13 і 10 разів ($p < 0,05$) більше, ніж у виду з найменшим значенням — *M. gracile*. Водночас біомаса культури *D. brasiliensis* перевищувала таку *T. dimorphus*, *Ch. vulgaris*, *S. obtusus* відповідно у 1,7, 2,2, 2,8 разів ($p < 0,05$) (рис. 4).

Наші дослідження показали, що *D. brasiliensis*, який характеризувався чисельністю клітин приблизно у 1,5 раза нижчою ($p < 0,05$) порівняно з *T. dimorphus* та *Ch. vulgaris*, досягнув найвищого добового приросту біомаси за рахунок крупніших клітин — відповідно у 2,1 та 2,5 раза ($p < 0,05$).

Отже, за найвищими значеннями питомої швидкості росту, чисельності клітин та їхнього об'єму, а також добового приросту біомаси досліджені види зелених мікробіодоростей можна розташувати у такому порядку: *D. brasiliensis* → *T. dimorphus* → *Ch. vulgaris* → *S. obtusus* (табл. 1).

Враховуючи те, що зелені мікробіодорості є джерелом багатьох біологічно цінних сполук, в першу чергу білків, ліпідів та вуглеводів, рівні їхнього накопичення в клітинах віднесено до важливих критеріїв виду при масовому культивуванні [13–15]. Проведені дослідження засвідчили, що найбільшу кількість білків містять такі види, як *D. brasiliensis*, *T. dimorphus*, *T. obliquus* і *Ch. vulgaris*, ліпідів — *M. griffithii* і *Ch. vulgaris*, вуглеводів — *M. gracile* (табл. 2).

Слід зазначити, що максимальний вихід біохімічних компонентів залежить від абіотичних чинників, зокрема температури та освітлення, і тривалості вирощування водоростей [15]. Так, одержання максимального вмісту білків можливе на експоненційній фазі росту, вуглеводів — на прикінці, ліпідів — на стаціонарній фазі [14].

Таблиця 1

Критерії оцінки продукційних можливостей зелених мікроводоростей

Види	Показники			
	питома швидкість росту	чисельність	об'єм клітин	добовий приріст біомаси
<i>D. brasiliensis</i>	++++	++	**	++++
<i>T. dimorphus</i>	+++	++++	*	+++
<i>Ch. vulgaris</i>	+	+++	*	++
<i>S. obtusus</i>	—	—	**	+
<i>M. griffithii</i>	++	—	*	—
<i>D. subspicatus</i>	—	+	*	—
<i>D. communis</i>	—	—	**	—

П р и м і т к а. * Дрібноклітинні; ** крупноклітинні; + ... +++++ — рівень значущості за ранжуванням; «—» — відсутність значущості за відповідним показником.

Таблиця 2

Вміст білків, ліпідів і вуглеводів у клітинах зелених мікроводоростей,
 $M \pm m, n = 5$

Види	Білки, %	Ліпіди, %	Вуглеводи, %
<i>S. obtusus</i>	18,9±1,9	12,6±1,3	14,4±1,3
<i>S. ellipticus</i>	26,2±2,1	17,7 ±1,6	12,1±1,4
<i>D. brasiliensis</i>	40,1±3,5	15,7±1,5	12,9±1,2
<i>D. subspicatus</i>	26,8±2,2	18,2±2,0	22,0±2,2
<i>D. communis</i>	27,8±2,5	16,9±1,5	22,9±1,7
<i>T. dimorphus</i>	39,5±3,3	15,5±1,9	22,3±1,5
<i>T. obliquus</i>	44,5±2,9	14,0 ±1,5	18,9±1,6
<i>M. griffithii</i>	20,1±1,9	41,3±3,5	18,6±1,2
<i>M. gracile</i>	23,2±2,0	22,4±2,1	27,8±2,0
<i>Ch. vulgaris</i>	43,2±3,2	30,4±2,0	22,3±1,8

Висновки

Встановлено, що найвищими значеннями питомої швидкості росту характеризуються *D. brasiliensis* (34,0 °C), *T. dimorphus* (34,0 °C), *M. griffithii* (22,0 °C) та *Ch. vulgaris* (34,0 °C).

За показниками добового приросту біомаси досліджені зелені мікроводорості можна розташувати у наступному порядку: *D. brasiliensis* → *T. dimorphus* → *Ch. vulgaris* → *S. obtusus*.

Найбільшу кількість білків у клітинах містять *D. brasiliensis*, *T. dimorphus*, *T. obliquus* та *Ch. vulgaris*, ліпідів — *M. griffithii* і *Ch. vulgaris*, вуглеводів — *M. gracile*.

До найвагоміших критеріїв оцінки придатності зелених мікроводоростей для масового культивування можна віднести їхню питому швидкість росту, добовий приріст біомаси та вміст в клітинах білків, ліпідів і вуглеводів.

Список використаної літератури

1. Кирпенко Н.И., Курашов Е.А., Крылова Ю.В. Состав экзометаболитов некоторых зеленых водорослей на разных стадиях роста. *Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біол.* 2011. Т. 47, № 2. С. 32—35.
2. Колекція культур мікроводоростей HPDP / Білоус О.П., Незбрицька І.М., Клоченко П.Д., Кирпенко Н.І. Київ : Альтерпрес, 2018. 36 с.
3. Методы физиолого-биохимического исследования водорослей в гидробиологической практике / Сиренко Л.А., Осипов Л.Ф., Сакевич А.И. и др. Киев : Наук. думка, 1975. 248 с.
4. Перспективи використання мікроводоростей у біотехнології / За ред. О.К. Золотарьової. Київ : Альтерпрес, 2008. 234 с.
5. Сакевич О.Й., Усенко О.М. Алелопатія в гідроекосистемах. Київ : Логос, 2008. 342 с.
6. Сиренко Л.А., Козицкая В.Н. Биологически активные вещества водорослей и качество воды. Киев : Наук. думка, 1988. 254 с.
7. Филиппович Ю.Б., Егорова Т.А., Севастьянова Г.А. Практикум по общей биохимии. Москва : Просвещение, 1975. 318 с.
8. Щербак В. І. Методи досліджень фітопланктону. Методичні основи гідробіологічних досліджень водних екосистем. Київ : Принт-Квік, 2002. С. 41—47.
9. Bailey J.E., Ollis D.F. Biochemical Engineering Fundamentals. *Educ. Chem. Eng.* 1986. 2nd ed., Mc. Graw-Hill, New York, USA P. 163—172.
10. Free and open access to biodiversity data URL: <https://www.gbif.org/> (Дата звернення: 06.04.2023)
11. Jonker C., Van Ginkel C., Olivier J. Association between physical and geochemical characteristics of thermal springs and algal diversity in Limpopo Province, South Africa. *Water SA*. 2013. Vol. 39, N 1. P. 95—104.
12. Kirpenko N.I., Leontieva T.O., Tsarenko P.M. Morphometric characteristics of green microalgae in culture. *Hydrobiol. J.* 2021. Vol. 57, N 3. P. 37—47.
13. Kirpenko N.I., Usenko O.M., Musiy T.O. Variability of the biochemical composition of algae (a Review). *Ibid.* 2015. Vol. 51, N 1. P. 49—62.
14. Kirpenko N.I., Usenko O.M., Musiy T.O. Biochemical composition of green algae at different stages of their growth. *Ibid.* 2015. Vol. 51, N 4. P. 39—45.
15. Kirpenko N.I., Usenko O.M., Musiy T.O. Comparative analysis of the content of proteins, carbohydrates, and lipids in the cells of green microalgae. *Ibid.* 2018. Vol. 54, N. 2. P. 81—91.
16. Klochenko P.D. The role nitrogen-containing algae metabolites in the formation of the quality of water. *Khimiya i Tekhnologiya Vody*. 1996. Vol. 18, N 2. P. 179—187.
17. Klochenko P.D., Golovnya R.V., Zhuravleva I.L. et al. Change of the volatile amine composition during the growth and dying of the blue-green algae *Microcystis aeruginosa*. *Prikladnaya Biokhimiya i Mikrobiologiya*. 1990. Vol. 26, N 4. P. 545—550.
18. Klochenko P.D., Golovnya R.V., Zhuravleva I.L. et al. The dynamics of alteration of the volatile amine composition during the growth of some species of green and blue-green algae. *Izvestiya Akademii Nauk SSSR, Seriya Biologicheskaya*. 1990. N 4. P. 503—510.
19. Knight J.A. Chemical basis of the sulfo-phospho-vanilin reaction for estimating total serum lipids. *Clin. Chem.* 1972. Vol. 18, N 3. P. 199—202.

20. 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—275.
21. Olenina I., Hajdu S., Edler L. et al. Biovolumes and size-classes of phytoplankton in the Baltic Sea. *Balt. Sea Environ. Proc.* 2006. Vol. 106. 3—144 p.
22. Ras M., Steyer J.P., Bernard O. Temperature effect on microalgae: a factor for outdoor production. *Rev. Environ. Sci. Biotechnol.* 2013. Vol. 12, N 2. P. 153—164.
23. Rekha A., Sujathamma P. Identification of *Scenedesmus* species (Meyen) from Tirumala hills, Chittoor district, Andhra Pradesh, India. *Int. J. Botany Stud.* 2017. Vol. 2, N 6. P. 144—148.
24. Wen W., Li K., Alseekh S. et al. Genetic determinants of the network of primary metabolism and their relationships to plant performance in a maize recombinant inbred line population. *The Plant Cell.* 2015. Vol. 27, N 7. P. 1839—1856.
25. Yang R.-J., Wang X.-L., Zhang Y.-Y., Zhan Y.-J. Influence of cell equivalent spherical diameter on the growth rate and cell density of marine phytoplankton. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 2006. Vol. 331, N 1. P. 33—40.

Надійшла 15.05.2023

T.O. Leontieva, PhD (Biol.), Junior Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine.
e-mail: leontieva3394@gmail.com
ORCID 0000-0003-4482-328X

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

O.M. Usenko, PhD (Biol.), Senior Researcher, Senior Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: oleg.mikh.usenko@gmail.com
ORCID 0000-0002-0782-7292

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

L.S. Kipnis, PhD (Biol.), Senior Researcher, Senior Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: kipnisludmila@gmail.com
ORCID 0000-0002-4008-5120

Yu.M. Krasnyuk, PhD (Biol.), Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: j-krasnyuk@ukr.net
ORCID 0000-0002-8148-3168

CRITERIA FOR ASSESSING THE PRODUCTION POSSIBILITIES OF GREEN MICROALGAE (CHLOROPHYTA) FOR MASS CULTIVATION

An analysis of the criteria for evaluating the production potential of green microalgae and their capacity for mass cultivation has been carried out. The specific growth rate and daily biomass growth of species of the families Scenedesmaceae, Selenastraceae and Chlo-

rellaceae were analyzed depending on the temperature regime of the culture medium. *Desmodesmus brasiliensis* (34.0 °C), *Tetradasmus dimorphus* (34.0 °C), *Monoraphidium griffithii* (22.0 °C), *Chlorella vulgaris* (31.0 °C) were characterized by the highest specific growth rate and daily biomass growth — *D. brasiliensis* (34.0 °C), *T. dimorphus* (34.0 °C), *Ch. vulgaris* (31.0 °C) and *Scenedesmus obtusus* (31.0 °C). The species *D. brasiliensis* (40.1%), *T. dimorphus* (39.5%), *T. obliquus* (44.5%) and *Ch. vulgaris* (43.2%) contain the largest amount of proteins, *M. griffithii* (41.3%) and *Ch. vulgaris* lipids (30.4%), carbohydrates — *Messastrium gracile* (27.8%).

Keywords: green microalgae, mass cultivation, temperature regime, specific growth rate, daily biomass growth, biomass, productivity.

ЕКОЛОГІЧНА ФІЗІОЛОГІЯ І БІОХІМІЯ ВОДНИХ ТВАРИН

УДК 594.3:[577.151.64+577.152.3]

В.А. ТОПТИКОВ, к. б. н., ст. наук. співроб.,
Фізико-хімічний інститут ім. О.В. Богатського НАН України,
Люстдорфська дор., 86, Одеса, 65080, Україна
e-mail: v.a.toptikov@gmail.com
ORCID 0000-0002-7881-6726

І.І. РОМАНОВСЬКА, д. б. н., професор,
Фізико-хімічний інститут ім. О.В. Богатського НАН України,
Люстдорфська дор., 86, Одеса, 65080, Україна
e-mail: romairina@gmail.com
ORCID 0000-0002-3326-987X

О.О. КОВТУН, к. б. н., доцент,
Одеський національний університет імені І. І. Мечникова,
вул. Дворянська, 2, Одеса, 65082, Україна
e-mail: hydrobiostation@gmail.com
ORCID 0000-0001-8820-5606

ПРОТЕОЛІТИЧНА АКТИВНІСТЬ ЕНЗИМІВ В ОРГАНАХ ЧОРНОМОРСЬКИХ МОЛЮСКІВ

Досліджено протеолітичні активності до різних субстратів в органах моллюсків Чорного моря: рапани венозної (*Rapana venosa*, Valenciennes, 1846), мідії середземноморської (*Mytilus galloprovincialis*, Lamarck, 1819) та донаксу обрізаного (*Donax trunculus*, Linnaeus, 1758). В слинних залозах рапани і гепатопанкреасі мідії виявлена значна колагенолітична активність, певний рівень фібринолітичної. Встановлено органноспецифічність наборів протеолітичних ензимів з різною субстратною специфічністю. Шляхом електрофорезу розраховані молекулярні маси желатиназ. Желатиназні зимограми показали різноманітність протеїназ, серед яких значну кількість займають матриксні металопротеїнази. Результати дозволяють рекомендувати рапану і мідію як перспективне джерело отримання препаратів з колагено- і фібринолітичною активністю, важливих з медичної точки зору.

Ключові слова: *Rapana venosa*, *Mytilus galloprovincialis*, *Donax trunculus*, протеїнази, колагеназна і фібринолітична активності.

Протеолітичні ензими грають ключову роль у життєдіяльності всіх організмів від вірусів до вищих рослин та тварин. Важливість цих ензимів визначається безліччю їх функціональних можливостей та різноманітністю процесів, в яких вони виконують провідну роль [29]. Крім забезпечення перетравлення протеїнових компонентів їжі та його регуляції [3] протеолітичні ензими вкрай важливі для процесу згортання крові [46],

Ц и т у в а н н я: Топтіков В.А., Романовська І.І., Ковтун О.О. Протеолітична активність ензимів в органах чорноморських моллюсків. *Гідробіол. журн.* 2023. Т. 59. № 6. С. 73—85.

модуляції імунної відповіді [23, 32], регуляції генетико-біохімічних процесів на різних рівнях клітинної організації та реалізації сигнальних шляхів [5, 13, 16, 28, 32, 36, 42]. Відповідно до властивостей протеолітичних ензимів вони знаходять різноманітне застосування у медицині [8, 19, 24, 33, 47]. Протеїнази також широко використовуються як інструмент в наукових дослідженнях [34].

Таким чином, з вищесказаного зрозуміло важливість вивчення протеїназ та знаходження їх нових форм з особливими властивостями. Морські гідробіонти вважаються перспективними джерелами різноманітних біологічно активних речовин для використання в першу чергу з медичною метою [4, 15, 30, 38, 43]. Незважаючи на інтенсивне наукове та комерційне вивчення, залишаються нез'ясованими багато особливостей молюсків, біохімічних зокрема [18, 25]. В даний час особливу увагу у біохімічному аспекті привертають до себе протеази з колагенолітичною активністю, зокрема матриксні металопротеїнази (ММП), та фібринолітичні ензими. У зв'язку з цим метою роботи було визначити наявність протеолітичної активності та субстратну специфічність ензимів в органах найбільш розповсюджених молюсків північно-західної частини Чорного моря: рапани венозної (*Rapana venosa*, Valenciennes, 1846), мідії середземноморської (*Mytilus galloprovincialis*, Lamarck, 1819) та донаксу обрізаного (*Donax trunculus*, Linnaeus, 1758).

Матеріал і методика досліджень

Мідію та рапану збирали в Одеській затоці в районі Малого Фонтана (північно-західна частина Чорного моря) за допомогою аквалангу в липні-серпні 2021 року на твердих кам'яних субстратах (природний черепашник) на глибині 5—12 м (географічні координати: 46°44'09.05"N; 30°77'40.74"E). Донаксів, які зариваються у пісок на глибину до 10 см, вилловлювали у тому ж регіоні на глибині 5—7 м. До аналізу молюсків зберігали у морозильній камері за температурою -28 °C.

Як джерело протеїназ у рапани використовували слинні залози, лейбленівську залозу та гепатопанкреас, у мідії — гепатопанкреас і м'яке тіло повністю, у донаксу — тільки м'яке тіло. Вік особин рапани складав 3—5 років. Довжина дослідних особин мідій — 65—85 мм, донаксів — 40—45 мм. Препарування молюсків і екстракцію проводили відповідно [45]. Готували гомогенати з 15—30 особин із застосуванням буферу для екстракції, що містив детергент Тритон Х-100, у відношенні тканина : буфер 1 : 2 з наступним центрифугуванням при 4 °C 30 хв. при 2500 g (центрифуга Laborfuge 400 R, Thermoscientific, Німеччина). В отриманій надосадовій рідині визначали протеолітичну активність з використанням різних субстратів.

Загальну протеолітичну активність визначали за казеїном з коров'ячого молока (Sigma) за схемою, запропонованою у роботі [1] з деякими модифікаціями. Желатинолітичну активність встановлювали, використовуючи 0,5 % розчин желатину (Serva). Колагенолітичну активність

визначали за колагеном бичачого ахіллового сухожилля (Sigma-Aldrich) (2 мг в інкубаційній суміші), за методом [31] з деякими змінами.

Модифікації у вище зазначених методах полягали у наступному: тривалість інкубації при 37 °C у 2,5 мл 0,05 М Трис-НCl буферу, рН 7,5 з 20 ммоль CaCl₂ складала 1 год. Реакцію починали доданням 0,1 мл досліджуваного препарату та зупиняли доданням розчину трихлороцтової кислоти (ТХО) до кінцевої концентрації 5%. Фібринолітичну активність визначали за вищевказаних умов у інкубаційному середовищі, що містить 1 мг фібрину з плазми людини (Sigma-Aldrich). Ступінь гідролізу протеїнів вимірювали спектрофотометрично (Cary 60, Agilent Technologies) за лейцином та розраховували активність у мкмоль лейцину/мг протеїну/хв.

Визначення трипсиноподібної (амідазної) активності здійснювали за гідролізом БАПНА (бензоїл-аргінін-4(р)-нітроаніліду гідрохлориду) за продуктом розщеплення — *n*-нітроаніліну [12].

Як референтний зразок для порівняльного аналізу визначали активність серратіопептидази (STP) кишкової бактерії *Serratia* E15, виділеної та очищеної з комерційного препарату «Серрата» (Kusum Healthcare Pvt Ltd) [2].

Концентрацію протеїну вимірювали за методом Лоурі у модифікації Хартрі [20]. Для побудови калібрувальної кривої використовували розчини альбуміну сироватки бика.

Вимірювання протеолітичної активності та кількості протеїну здійснювали у 3—5 незалежних повторюваннях з урахуванням значень контрольних зразків.

Для визначення молекулярної маси електрофоретичних форм з протеолітичною активністю (желатиназного спектру) проводили електрофорез за методом Леммлі [26] у присутності детергенту додецилсульфату натрію (SDS) без додавання відновлюваних агентів у 10 % поліакриламідному гелі (ПААГ). При приготуванні гелів для визначення форм з протеолітичною активністю застосовували розчин желатину до кінцевої концентрації 0,125 %.

Електрофорез проводили в апараті Cleaver Scientific Ltd у гелях розміром 15×15 см і товщиною 1 мм. В окрему доріжку вносили маркери молекулярної маси (CSL-PPL Prestained Protein Ladder, Великобританія). Для отримання желатиназного спектру гелі після електрофорезу відмивали від SDS 0,5 % розчином Тритону X-100 у дистильованій воді (5 змін по 20—30 хв.), потім приливали 0,01 М Трис-НCl буфер рН 7,5 з доданням CaCl₂ до кінцевої концентрації 2 ммоль та витримували 16—18 годин за температурою 37 °C. Після інкубації гелі ополіскували водою і вносили у фарбуючий розчин складу: 25 мл ізопропанолу, 10 мл крижаної оцтової кислоти, 5 г ТХО, 250 мг кумасі бриліантового синього R-260, дистильованої води до 100 мл. Гелі від фарби відмивали сумішшю: 7 % оцтова кислота, 2 % ізопропанол.

Для скринінгу металопротеїназ у желатиназному спектрі застосовували реагент, що зв'язує катіони металів — етилендіамінотетраацетат

(ЕДТА). Гелі після електрофорезу витримували 30 хв у водному розчині ЕДТА концентрації 10 ммоль і після ополіскування обробляли для отримання желатиназного спектру, як описано вище.

Електрофореграми документували за допомогою скануючої приставки до комп'ютеру і провадили кількісний аналіз отриманих денситограм за комп'ютерною програмою АнаИС (М.А. Поджарський, Д.Г. Рибалка, podzharsky@ukr.net). Визначали кількість електрофоретичних форм, їх відносну електрофоретичну рухливість та частку у загальному спектрі. Ензимну активність обчислювали в умовних одиницях (пікселях) за площею під окремим піком електрофоретичного спектру (у випадку желатиназної зимограми зображення інвертували). Для зручності аналізу протеїни з близькими значеннями маси об'єднували в окремі електрофоретичні фракції.

Ступінь інгібування протеолітичної активності розраховували у відсотках за формулою:

$$I = (1 - A_{\text{інг}}/A_{\text{н}}) \times 100,$$

де I — ступінь інгібування (%), $A_{\text{інг}}$ — активність фракції після обробки інгібітором, $A_{\text{н}}$ — активність без обробки.

Статистичну обробку результатів, побудову діаграм, графіків та апроксимацію функцій проводили у пакеті Microsoft Excel. Розраховували середні арифметичні значення та їх стандартну похибку ($\pm$ SE). Достовірність результатів оцінювали за допомогою t -критерію Ст'юдента та дисперсійного аналізу. За критичний рівень достовірності приймали значення нульової гіпотези $p < 0,05$.

Результати досліджень та їх обговорення

Результати визначення протеолітичної активності з різними субстратами представлені на рис. 1 і 2. Вибір лейцину як референтної амінокислоти на відміну від визнаних способів обумовлений тим, що дозволяє порівнювати рівень активності різних протеїназ. Крім того, колаген та його похідне — желатин містять незначну кількість тирозину, за яким найчастіше визначають загальну протеолітичну активність.

Показано, що дослідні екстракти з молюсків виявляли гідролітичну активність по відношенню до всіх використаних субстратів. Незважаючи на те, що препарати з органів молюсків за протеолітичною активністю щодо казеїну та желатину поступалися референтному зразку, активність до колагену в них була такою ж, а в деяких випадках — істотно вище (див. рис. 1). Так, максимальна колагенолітична активність спостерігалась в екстрактах з гепатопанкреасу мідій та слинних залоз рапани. За трипсиноподібною активністю серратіопептидаза поступалася екстрактам з мідії та з гепатопанкреасу рапани.

Особливості субстратної специфічності у досліджуваних зразків добре виявляються за аналізу співвідношень ступеня гідролізу різних субстратів (табл. 1). Як видно, навіть у неочищених екстрактах зі слинних залоз

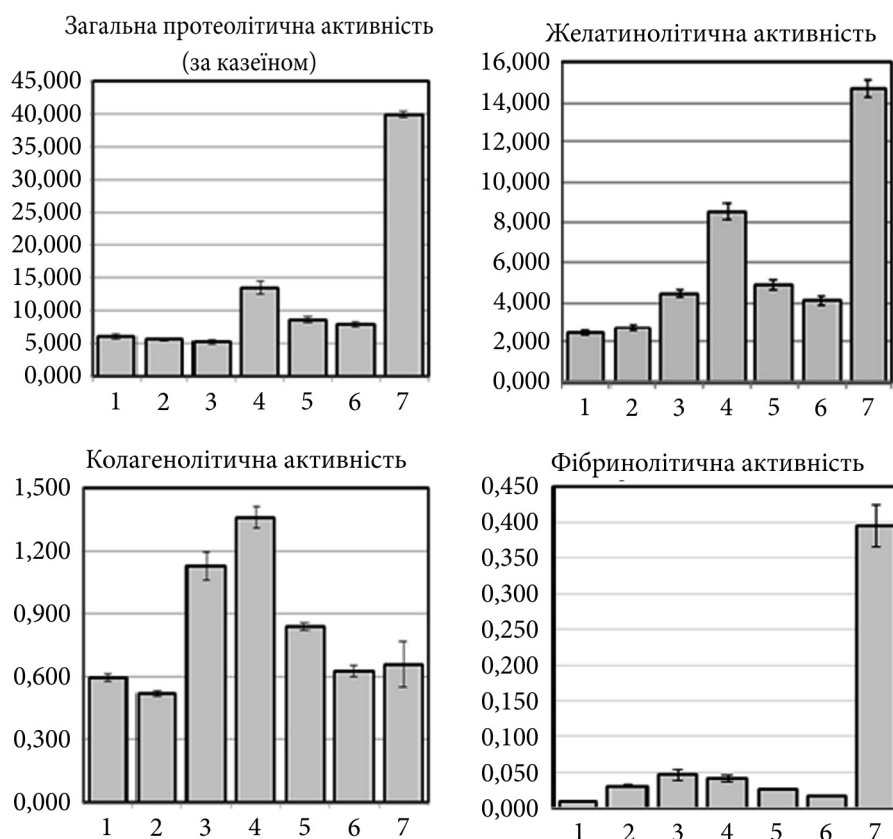


Рис. 1. Протеолітична активність за різних субстратів в органах досліджуваних молюсків: а — загальна (за казеїном), б — желатинолітична, в — колагенолітична, г — фібринолітична; 1, 2, 3 — *R. venosa*, 4, 5 — *M. galloprovincialis*, 6 — *D. trunculus*; (1 — лейбленівська залоза, 2, 4 — гепатопанкреас, 3 — слинна залоза, 5, 6 — м'яке тіло, 7 — сerratіопептидаза)

рапани колагенолітична активність складала майже чверть від загальної, тоді як у препараті сerratіопептидази — біля 4 %. У препараті сerratіопептидази, який заявлений як фібринолітичний, міститься біля 1 % специфічної активності від загальної протеолітичної. В неочищених екстрактах слинних залоз та гепатопанкреасу рапани частка фібринолітичної активності сягає майже подібного рівня. В тканинах м'якого тіла мідії виявлена досить помітна трипсиноподібна активність (див. рис. 2).

Таким чином, можна вважати, що досліджувані молюски можуть слугувати джерелом протеїназ, специфічних зокрема. В залежності від необхідності отримання того чи іншого ензиму як такого джерела перспективними з практичної точки зору є слинні залози і гепатопанкреас рапани та гепатопанкреас і м'яке тіло мідії.

Як вище відмічалось, ензими з колагенолітичною активністю викликають значний інтерес в зв'язку з їх великою роллю у життєдіяльності організмів і розвитку різних патологій [5—7, 9—11, 14, 22, 35, 44]. Препара-

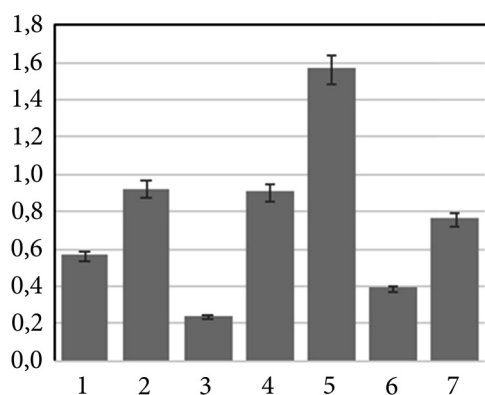


Рис. 2. Трипсиноподібна активність в органах досліджуваних молюсків: 1, 2, 3 — *R. venosa*, 4, 5 — *M. galloprovincialis*, 6 — *D. trunculus*; (1 — лейбленівська залоза, 2, 4 — гепато-панкреас, 3 — слинна залоза, 5, 6 — м'яке тіло, 7 — препарат серратіопептидази).

ти із зазначеною активністю займають особливе місце у комбустіології, оскільки здатні розщеплювати нерозчинні протеїни опікового струпу [37]. Фізико-хімічні властивості, структура молекул цих ензимів та їх функціонально активних ділянок, амінокислотний склад, регуляція експресії різною мірою вивчені у людині, миші, щура, деяких амфібій, крабів, бактерій [10, 22, 27, 35, 39, 41, 44]. Але про зазначені ензими у морських молюсків відомо вкрай недостатньо.

По теперішній час вивчення протеїназ із колагеназною активністю шляхом електрофорезу в гелях, що містить желатин, залишається актуальним. Желатин-зимографія дозволяє визначити одночасно як активні, так й латентні форми желатиназ у біологічних об'єктах [40]. На підставі визначення молекулярних мас протеїнів з протеолітичною активністю та впливу певних реагентів на їх активність можна здійснити їх попередню ідентифікацію.

начити одночасно як активні, так й латентні форми желатиназ у біологічних об'єктах [40]. На підставі визначення молекулярних мас протеїнів з протеолітичною активністю та впливу певних реагентів на їх активність можна здійснити їх попередню ідентифікацію.

Таблиця 1

Питома частка протеолітичної активності до різних субстратів в загальній активності за казеїном (%)

Протеолітична активність до	Джерело протеолітичної активності						СТР
	Рапана			Мідія		До-накс	
	Лейбленівська залоза	Гепато-панкреас	Слинні залози	Гепато-панкреас	М'яке тіло	М'яке тіло	
Казеїну	100	100	100	100	100	100	100
Желатину	40,9	49,0	86,1	60,1	59,9	50,7	36,9
Колагену	9,8	9,3	21,7	10,1	9,7	8,0	1,6
Фібріну (×10 ²)	15,0	54,1	89,0	30,5	29,8	21,8	98,9
БАПНА*	9,3	15,2	4,0	14,9	25,9	6,4	8,8

Примітка. * Зазначене співвідношення є умовним, оскільки вимірювання протеолітичної активності здійснювали в різних одиницях; ці дані можна використовувати лише для порівняльної оцінки досліджуваних препаратів.

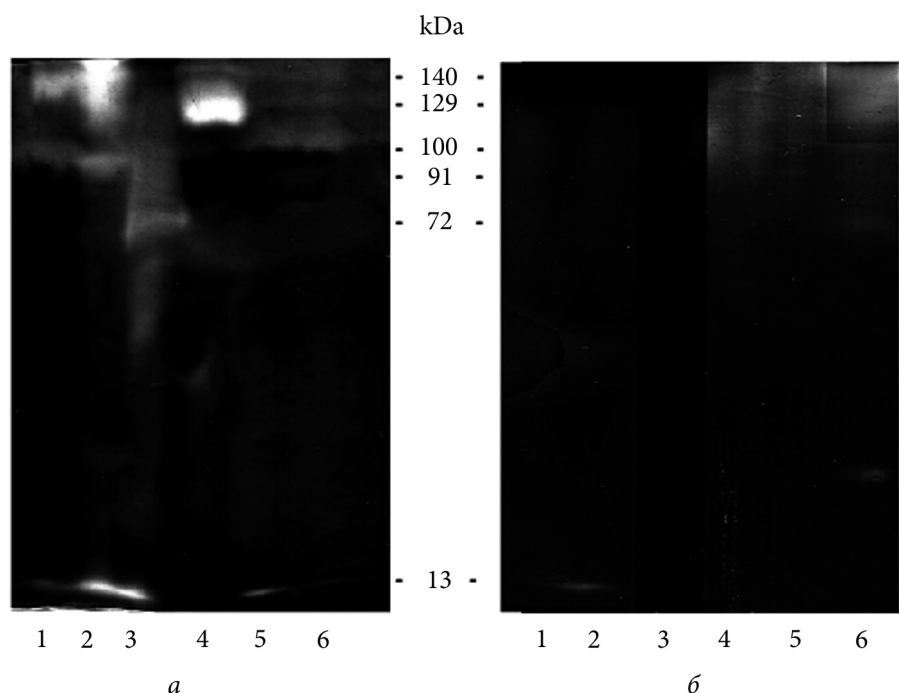


Рис. 3. Желатиназні спектри досліджуваних зразків: 1, 2, 3 — *R. venosa*, 4, 5 — *M. galloprovincialis*, 6 — *D. trunculus*; (1 — лейбленівська залоза, 2, 4 — гепатопанкреас, 3 — слинна залоза, 5, 6 — м'яке тіло); а — без обробки гелів, б — після обробки ЕДТА; kDa — середні значення молекулярної маси основних фракцій

Розподіл за молекулярною масою протеїнів досліджуваних препаратів з желатинолітичною активністю продемонстровано на рис. 3 і в табл. 2.

З представлених даних видно, що електрофоретичні спектри желатинолітичних протеїнів характеризуються видовою і тканинною специфічністю. З досліджуваних залоз рапани виділяються слинні. В них у порівнянні з іншими органами не тільки найвища желатиназна активність (див. рис. 1), але й найбільша різноманітність форм та своєрідний набір желатиназ. Ензими лейбленівської залози і гепатопанкреасу представлені в основному (більше половини загальної активності) високомолекулярними формами желатиназ з М.м.100-140 kDa, тоді як у слинних залозах мажорна фракція має середню електрофоретичну рухливість з М.м. 72 kDa і складає майже третину всієї активності (див. табл. 2).

У тканинах досліджуваних двостулкових переважна кількість (біля 80 %) желатиназ зосереджена у високомолекулярній зоні електрофоретичного спектру: розподіл ензимів у них подібний розподілу в лейбленівській залозі та гепатопанкреасі рапани.

На підставі аналізу отриманих зимограм можна зробити наступні припущення. Спираючись на літературні джерела [17, 40, 27], протеїн з

Таблиця 2

Питома частка в електрофоретичному спектрі фракцій з желатиназною активністю (%) і вплив обробки гелів ЕДТА

Показники	Молекулярна маса виявлених фракцій, середнє значення (kDa) $\pm$ SE								
	138 $\pm$ 1	123 $\pm$ 1	107 $\pm$ 2	96 $\pm$ 1	91 $\pm$ 2	72 $\pm$	58 $\pm$ 1	43	13
Лейбленівська залоза рапани									
Питома част-ка фракції	55,9	немає	6,5	26,9	немає	3,3	немає	немає	7,4
Ступінь інгібування, %	100	немає	0	89,9	немає	3,0	немає	немає	100
Гепатопанкреас рапани									
Питома част-ка фракції	19,1	24,2	20,3	немає	14,2	6,4	немає	немає	15,8
Ступінь інгібування, %	100	100	95,9	немає	92,7	75,4	немає	немає	66,5
Слинні залози рапани									
Питома част-ка фракції	3,4	5,6	6,4	8,5	10,8	27,9	9,3	13,9	14,2
Ступінь інгібування, %	100	100	100	100	100	100	100	100	100
Гепатопанкреас мідії									
Питома част-ка фракції	7,2	48,0	26,2	4,8	немає	немає	13,8	немає	немає
Ступінь інгібування, %	0	72,6	33,8	0	немає	немає	95,9	немає	немає
М'яке тіло мідії									
Питома част-ка фракції	15,7	28,3	31,9	немає	немає	немає	10,4	немає	13,7
Ступінь інгібування, %	0	43,3	50,1	немає	немає	немає	100	немає	100
М'яке тіло донаксу									
Питома част-ка фракції	25,0	20,0	26,8	немає	немає	19,5	немає	немає	8,7
Ступінь інгібування, %	54,4	0	50,4	немає	немає	81,8	немає	немає	100

П р и м і т к а. жирним шрифтом позначені мажорні фракції спектрів; немає — активність у зазначених зонах не виявлена; 0 — інгібування не спостерігалось.

молекулярною масою 91 $\pm$ 2 kDa можливо аналогічний желатиназі В (ММП 9), протеїн 72 $\pm$ 2 kDa — желатиназі А (ММП 2). Виявлено також

ензимами з масою 58, 23 і 13 kDa, які можуть представляти інші форми численного сімейства матриксних металопротеїназ. Протеїн 58 kDa можливо відноситься до стромелізинів. Низькомолекулярні протеїни (23 і 13 kDa) можливо є активованими формами деяких желатиназ. Інгибування їх активності хелатним реагентом (ЕДТА) підтверджує їх приналежність до групи ММП.

Високомолекулярні форми (більше 100 kDa) можна вважати, згідно з даними [17, 21], полімерним комплексом різних желатиназ. За думкою вище згаданих авторів ці комплекси призначені для зменшення в тканинах пулу активних ензимів. Стовідсоткове інгибування в залозах рапани желатиназної активності ЕДТО свідчить про металопротеїназну природу ензимів даної високомолекулярної фракції. Неповне гальмування активності цієї групи протеїнів у тканинах двостулкових можливо зв'язано з присутністю інших класів протеїназ з подібною молекулярною масою, не залежних від катіонів металів. Висока амідазна активність в препаратах з мідії (див. рис. 2) дозволяє припустити, що принаймні частина з них відноситься до трипсиноподібних ензимів.

Переважає присутність неактивних високомолекулярних комплексів ензимів з желатиназною активністю у всіх досліджуваних зразках, крім слинних залоз рапани, вочевидь слугує захисним механізмом від неконтрольованого руйнування тканин. Лише у слинних залозах рапани, де є потреба в активних ензимах [45], відбувається активація желатиназ. Зіставлення різних зразків мідії за часткою желатиназ з молекулярною масою менше 91 kDa підтверджує цей висновок. Так, у гепатопанкреасі низькомолекулярні желатинази складають 13,8 %, тоді як у м'якому тілі — 24,1 %. Збільшення питомої ваги активних низькомолекулярних ензимів у м'якому тілі мідії в першу чергу за рахунок появи металопротеїнази 13 kDa можливо обумовлено із здійсненням позаклітинного травлення у шлунку та інших відділах травної системи молюска.

Цілком зрозуміло наявність високої желатино- та колагенолітичної активності в травних органах рапани (див. рис. 1). Цей молюск є ненажерливим хижаком и для успішного засвоєння їжі, що містить багато сполученої тканини, використовує колагеназу і желатиназу. Складніше пояснити дуже високий рівень желатино- та колагенолітичної активності у двостулкових, які є класичними фільтратами. Ймовірно, до їх їжі потрапляє детрит тваринного походження та личинки невеликих безхребетних, перетравлення яких потребує вищезазначених ензимів. Однак, слід підкреслити, що функції колагеназ зв'язані не тільки з процесами травлення. В даний час добре відомо, що колагенази/желатинази/матриксні металопротеїнази виконують важливу роль у гісто- і ембріогенезі, формуванні органів, метаморфозі амфібій та інших процесах розвитку, ремоделювання та патологіях [5—7, 9—11, 14, 22, 35, 44]. Крім того, встановлено [9, 41], що до складу бісусу мідій входить колаген і це, можливо, має відношення до наявності в мідій значної колагенолітичної активності.

Раніше нами [45] було показано, що у рапани у кожному органі травної системи існує своєрідний набір різних гідролаз. На підставі аналізу

(табл. 1) можна додати висновок про присутність в кожному окремому органі специфічного набору протеолітичних ензимів з різною субстратною специфічністю. Існування тканиноспецифічних комплексів протеїназ сприяє більш ефективному перетравленню їжі, а також, враховуючи багатофункціональність цих ензимів, зв'язане з регуляторними і захисними особливостями окремих органів. Це стосується не тільки рапани, яка має дуже складну будову м'якого тіла, але й простіше побудованої мідії. Наприклад, частка амідазної активності від загальної у м'якому тілі мідії майже в два рази більше, ніж у гепатопанкреасі (табл. 1), тобто трипсино-подібні ензими мідії переважають в інших органах (шлунку зі кристалічною стеблинкою, кишечнику, зокрема).

Висновки

В тканинах трьох видів молюсків — *Rapana venosa*, *Mytilus galloprovincialis* та *Donax trunculus* — виявлено протеолітичну активність до різних субстратів: казеїну, желатину, колагену, фібрину та БАПНА. Специфічна активність до колагену неочищених екстрактів з досліджуваних молюсків була такою ж, або значно вище, ніж у серратіопептидази, застосованою в якості референсної. Максимальна колагенолітична активність спостерігалась в екстрактах з слинних залоз рапани та гепатопанкреасу мідій. Значна фібринолітична активність присутня в слинних залозах рапани та у гепатопанкреасі рапани і мідії. Це дозволяє рекомендувати рапану і мідію як перспективне джерело отримання препаратів, важливих з медичної точки зору.

Отримані дані дають можливість припустити, що існують органоспецифічні набори протеолітичних ензимів з різною субстратною специфічністю. Желатиназні зимограми показали різноманітність протеїназ, серед яких значну кількість займають матриксні металопротеїнази, що становлять інтерес з наукової та практичної точок зору.

Список використаної літератури

1. Петрова И.С., Винцюнайте М.Н. Определение протеолитической активности ферментных препаратов микробного происхождения. *Прикл. биохим. и микробиол.* 1996. Т. 2, № 1. С. 322—327.
2. Романовська І.І., Рижак О.А., Декіна С.С. та ін. Нові полімерні матеріали комплексної протеолітичної дії. *Нові функціональні речовини і матеріали хімічного виробництва*. Київ : Академперіодика, 2021. С. 188—198. doi.org/10.15407/akademperiodyka.444.188
3. Antalis T.M., Shea-Donohue T., Vogel S.N. et al. Mechanisms of disease: protease functions in intestinal mucosal pathobiology. *Nat. Clin. Pract. Gastroenterol Hepatol.* 2007. Vol. 4, N 7. P. 393—402. doi:10.1038/ncpgasthep0846
4. Barzkar N., Khan Z., Jahromi S.T. et al. Critical review on marine serine protease and its inhibitors: A new wave of drugs? *Int. J. Biol. Macromol.* 2021. Vol. 170. P. 674—687. doi: 10.1016/j.ijbiomac.2020.12.134.
5. Beard H., Barniol-Xicota M., Yang J., Verhelst S.H.L. Discovery of cellular roles of intramembrane proteases. *ACS Chemical Biology.* 2019. Vol. 14, I. 11. P. 2372—2388. doi.org/10.1021/acscchembio.9b00404

6. Bi Y., Liu X., Si C. et al. Transplanted adult human hepatic stem/progenitor cells prevent histogenesis of advanced hepatic fibrosis in mice induced by carbon tetrachloride. *Am. J. Transl. Res.* 2019. Vol. 11, I.4. P. 2350-2358.
7. Cowan R.W., Mak I.W.Y., Colterjohn N. et al. Collagenase expression and activity in the stromal cells from giant cell tumour of bone. *Bone*. Vol. 44, N 5. P. 865—871. doi:10.1016/j.bone.2009.01.393
8. Craik C.S., Page M.J., Madison E.L. Proteases as therapeutics. *Biochem J.* 2011. Vol. 435, N 1. P. 1—16. doi: 10.1042/BJ20100965
9. Cunhaneves A., Harnedy-Rothwell P.A., Fitzgerald R.J. In vitro angiotensin-converting enzyme and dipeptidyl peptidase-IV inhibitory, and antioxidant activity of blue mussel (*Mytilus edulis*) byssus collagen hydrolysates. *European Food Research and Technology*. 2022. Vol. 248. P. 1721—1732.
10. Del Bigio M.R., Seyoum G. Effect of matrix metalloproteinase inhibitors on rat embryo development in vitro. *Cells Tissues Organs*. 1999. Vol. 165, N 2. P. 67—73. doi:10.1159/000016676
11. Detry B., Erpicum C., Paupert J. et al. Matrix metalloproteinase-2 governs lymphatic vessel formation as an interstitial collagenase. *Blood*. 2012. Vol. 119, N 21. P. 5048—5056. doi:10.1182/blood-2011-12-400267
12. Erlanger B.F., Kokowsky N., Cohen W. The preparation and properties of two new chromogenic substrates of trypsin. *Arch. Biochem. Biophys.* 1961. Vol. 95. P. 271—278. doi:10.1016/0003-9861(61)90145-x
13. Fortelny N., Cox J.H., Kappelhoff R. et al. Network analyses reveal pervasive functional regulation between proteases in the human protease Web. *PLOS Biology*. 2014. Vol. 12, N 5. e1001869. doi.org/10.1371/journal.pbio.1001869
14. Fukumoto Y. Genetically Determined resistance to collagenase action augments interstitial collagen accumulation in atherosclerotic plaques. *Circulation*. 2004. Vol. 110, N 14. P. 1953—1959. doi:10.1161/01.cir.0000143174.418
15. Ghosh S., Sarkar T., Pati S. et al. Novel bioactive compounds from marine sources as a tool for functional food development *Front. Mar. Sci.* 2022. Sec. 9. 832957. doi.org/10.3389/fmars.2022.832957
16. Gimza B.D., Larias M.I., Budny B.G., Shaw L.N. Mapping the global network of extracellular protease regulation in *Staphylococcus aureus*. *ASM Journals*. 2019. Vol. 4, N 5. e00676-19. doi.org/10.1128/mSphere.00676-19
17. Guo L., Hussain A.A., Limb G.A., Marshall J. Age-dependent variation in the metalloproteinase activity of isolated Bruch's membrane and choroid. *Invest Ophthalmol Vis Sci*. 1999. Vol. 40. P. 2676—2682.
18. Haard N.F., Simpson B.K. Proteases from aquatic organisms and their uses in the seafood industry. *Fisheries Processing*. 1994. P. 132—154. doi:10.1007/978-1-4615-5303-8_6
19. Hao Z., Liu M., Counsell C. et al. Fibrinogen depleting agents for acute ischaemic stroke. *The Cochrane Database of Systematic Reviews*. 2012. N 3. CD000091. doi:10.1002/14651858.CD000091.pub2
20. Hartree E.F. Determination of protein: a modification of the Lowry method, that gives a linear photometric response. *Anal. Biochem.* 1972. Vol. 48, N 1. P. 422—427.
21. Hussain A.A., Lee Y., Marshall J. High molecular-weight gelatinase species of human Bruch's membrane: compositional analyses and age-related changes. *Investigative Ophthalmology & Visual Science*. 2010. Vol. 51, N 5. P. 2363—2371. doi:10.1167/iovs.09-4259
22. Inada M., Wang Y., Byrne M.H. et al. Critical roles for collagenase-3 (Mmp13) in development of growth plate cartilage and in endochondral ossification. *PNAS*. 2004. Vol. 101, N 49. P. 17192—17197. doi:10.1073/pnas.040778810
23. Kirti Rani. Immunomodulatory effects of proteolytic enzymes: meteoric brief review. *Adv Tissue Eng Regen Med Open Access*. 2020. Vol. 6, N 2. P. 44—45.

24. Klasen H.J. A review on the nonoperative removal of necrotic tissue from burn wounds. *Burns*. 2000. Vol. 26, N 3. P. 207—222. doi:10.1016/S0305-4179(99)00117-5
25. Klomklao S. Digestive proteinases from marine organisms and their applications. *Songklanakarin J. Sci. Technol.* 2008. Vol. 30, N 1. P. 37—46.
26. Laemmli U.K. Cleavage of structural proteins during the assembly of the head of bacteriophage T4. *Nature*. 1970. Vol. 227, N 5259. P. 680—685.
27. Laronha H., Caldeira J. Structure and function of human matrix metalloproteinases. *Cells*. 2020. Vol. 9, N 5. 1076. doi:10.3390/cells9051076
28. Löffek S., Schilling O., Franzke C-W. Biological role of matrix metalloproteinases: a critical balance. *Eur. Respiratory J.* 2011. Vol. 38. P. 191—208. doi:10.1183/09031936.00146510
29. López-Otín C., Bond J.S. Proteases: Multifunctional enzymes in life and disease. *J Biol Chem*. 2008. Vol. 283, N 45. P. 30433—30437. doi: 10.1074/jbc.R800035200
30. Macedo M.W.F.S., Cunha N.B., Carneiro J.A. et al. Marine Organisms as a rich source of biologically active peptides. *Front. Mar. Sci.* 2021. Sec. 8. 667764. doi: 10.3389/fmars.2021.667764
31. Mandl I. Collagenase. *Science*. 1970. Vol. 169, N 3951. P. 1234—1238. doi: 10.1126/science.169.3951.1
32. Marchant D.J., Bellac C., Moraes T.J. et al. A new transcriptional role for matrix metalloproteinase-12 in antiviral immunity. *Nature Med.* 2014. Vol. 20. P. 493—502
33. Mecikoglu M., Saygi B., Yildirim Y. et al. The effect of proteolytic enzyme serratiopeptidase in the treatment of experimental implant-related infection. *J. of Bone and Joint Surgery. American*. 2006. Vol. 88, N 6. P. 1208—1214. doi:10.2106/JBJS.E.00007
34. Mótyán J.A., Tóth F., Tózsér J. Research applications of proteolytic enzymes in molecular biology. *Biomolecules*. 2013. Vol. 3, N 4. P. 923—942. doi:10.3390/biom3040923
35. Nakatani T., Partridge N. C. Bone proteinases *Principles of Bone Biology*. 2020. Chapter 16. P. 379—399. doi.org/10.1016/B978-0-12-814841-9.00016-6
36. Paschkowsky S., Hsiao J.M., Young J., Munter L.M. The discovery of proteases and intramembrane proteolysis. *Biochem Cell Biol.* 2019. Vol. 97, N 3. P. 265—269. doi 10.1139/bcb-2018-0186
37. Pham C.H., Collier Z.J., Fang M. et al. The role of collagenase ointment in acute burns: a systematic review and meta-analysis. *J. of Wound Care*. 2019. Vol. 28, N 2. P. 9—15. doi:10.12968/jowc.2019.28.sup2.s9
38. Raksha N., Halenova T., Vovk T. et al. Biologically active peptides derived from the Antarctic hydrobionts. *J. Appl. Pharm. Sci.* 2021. Vol. 11, N 08. P. 126—133. doi: 10.7324/JAPS.2021.110817
39. Reponen P., Leivo I., Sahlberg C., Apte S.S. et al. 92-kDa type IV collagenase and TIMP-3, but not 72-kDa type IV collagenase or TIMP-1 or TIMP-2, are highly expressed during mouse embryo implantation. *Developmental dynamics*. 1995. Vol. 202, N 4. P. 388—396. doi:10.1002/aja.1002020408
40. Ricci S., D'Esposito V., Oriente F. et al. Substrate-zymography: a still worthwhile method for gelatinases analysis in biological samples. *Clinical Chemistry and Laboratory Medicine (CCLM)*, 0(0). 2015. doi:10.1515/cclm-2015-0668
41. Rodríguez F., Morán L., González G. et al. Collagen extraction from mussel byssus: a new marine collagen source with physicochemical properties of industrial interest. *Journal of Food Science and Technology*. 2017. Vol. 54, N 5. P. 1228—1238. doi:10.1007/s13197-017-2566-z
42. Ryu Hong-Yeoul., Su D., Wilson-Eisele N.R. et al. The Ulp2 SUMO protease promotes transcription elongation through regulation of histone sumoylation. *EMBO Journal*. 2019. Vol. 38, N 16. P. 1—19. e102003. doi.org/10.15252/embj.2019102003 I.
43. Sinko J., Rajchard J., Balounova Z., Fikotova L. Biologically active substances from water invertebrates: a review. *Veterinarni Medicina*. 2012. Vol. 57, N 4. P. 177—184.

44. Stollow M.A., Bauzon D.D., Li I. et al. Identification and characterization of a novel collagenase in *Xenopus laevis*: Possible roles during frog development. *Molecular Biology of the Cell*. 1996. Vol. 7. P. 1471—1483,
45. Toptikov V.A., Totsky V.N., Aliksieieva T.G., Kovtun O.A. Hydrolytic enzymes expressivity in different parts of the *Rapana* digestive system. *Ukr. Biochem. J.* 2016. Vol. 88, N 3. P. 5—17. doi:10.15407/ubj88.03.005
46. Walsh P.N., Ahmad S.S. Proteases in blood clotting. *Essays in Biochemistry*. 2002. Vol. 38. P. 95—111. doi:10.1042/bse0380095
47. Wardlaw J.M., Murray V., Berge E. et al. Recombinant tissue plasminogen activator for acute ischemic stroke: an updated systematic review and meta-analysis. *Lancet*. 2012. Vol. 379, N 9834. P. 2364—2372. doi:10.1016/S0140-6736(12)60738-7

Надійшла 05.06.2023

V.A. Toptikov, PhD (Biol.), Senior Researcher,
A.V. Bogatsky Physical-Chemical Institute NAS of Ukraine,
Lustdorfskaya Doroga, 86, Odessa, 65080, Ukraine
e-mail: v.a.toptikov@gmail.com
ORCID 0000-0002-7881-6726

I.I. Romanovska, Dr. Sci. (Biol.), Professor,
A.V. Bogatsky Physical-Chemical Institute NAS of Ukraine,
Lustdorfskaya Doroga, 86, Odessa, 65080, Ukraine
e-mail: romairina@gmail.com
ORCID 0000-0002-3326-987X

O.O. Kovtun, PhD (Biol.), Assistant Professor,
Odesa I.I. Mechnikov National University,
Dvorianska Str., 2, Odesa, 65082, Ukraine
e-mail: hydrobiostation@gmail.com
ORCID 0000-0001-8820-5606

PROTEOLYTIC ACTIVITY OF ENZYMES IN THE ORGANS OF THE BLACK SEA MOLLUSKS

The proteolytic activity of various substrates in the organs of Black Sea molluscs was studied: venous rapana (*Rapana venosa*, Valenciennes, 1846), mediterranean mussel (*Mytilus galloprovincialis*, Lamarck, 1819) and *Donax trunculus*, Linnaeus, 1758. Significant collagenolytic activity and a certain level of fibrinolytic activity were found in the salivary glands of rapana and hepatopancreas of mussels. The organ specificity of sets of proteolytic enzymes with different substrate specificity was established. Molecular masses of gelatinases were calculated by electrophoresis. Gelatinase zymograms showed a variety of proteinases, among which matrix metalloproteinases occupy a significant number. The results allow recommending rapana and mussel as a promising source of drugs with collagen and fibrinolytic activity, which are important from a medical point of view.

Keywords: *Rapana venosa*, *Mytilus galloprovincialis*, *Donax trunculus*, proteinase, collagenase and fibrinolytic activity.

УДК 504.5:628.3.034:636:574.5/.6

М.О. ЗАХАРЕНКО, д. б. н., проф., чл.-кор. НААН України,
Національний університет біоресурсів і природокористування України,
вул. Героїв Оборони, 15, Київ, 03041, Україна
E-mail: sangin1996@ukr.net
ORCID 0000-0002-7333-7371

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

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

В.М. ПОЛЯКОВСЬКИЙ, к. вет. н., доц.,
Національний університет біоресурсів та природокористування України,
вул. Героїв Оборони, 15, Київ, 03041, Україна
E-mail: pvam@ukr.net
ORCID 0000-0001-6017-9493

О.М. ТУПИЦЬКА, к. б. н., доц.,
Національний університет біоресурсів та природокористування України,
вул. Героїв Оборони, 15, Київ, 03041, Україна
E-mail: olgatup@ukr.net
ORCID 0000-0001-9067-9173

В.М. КОНДРАТЮК, д. с.-г. н., проф.,
Національний університет біоресурсів та природокористування України,
вул. Героїв Оборони, 15, Київ, 03041, Україна
E-mail: vadmcondratyuk@ukr.net
ORCID 0000-0002-4246-639

ЕКОТОКСИКОЛОГІЧНА ОЦІНКА СТАВІВ, ЗАБРУДНЕНИХ СТІЧНИМИ ВОДАМИ ТВАРИННИЦЬКИХ ПІДПРИЄМСТВ, ЗА БІОМАРКЕРАМИ РИБ

Досліджено морфометричні ознаки внутрішніх органів, гематологічні показники, а також показники метаболізму та активність ензимів у плазмі крові та гепа-

Ц и т у в а н н я: Захаренко М.О., Романова Е.Е., Курбатова І.М., Поляковський В.М., Тупицька О.М., Кондратюк В.М. Екотоксикологічна оцінка ставів, забруднених стічними водами тваринницьких підприємств, за біомаркерами риб. *Гідробіол. журн.* 2023. Т. 59. № 6. С. 86—99.

топанкреасі дворічок коропа з умовно чистого і забрудненого стічними водами тваринницького підприємства ставів. Встановлено, що забруднення водойми стічними водами збільшує у дворічок коропа (*Syrprinus carpio* L.) масу селезінки та її індекс відповідно у 1,63 і 1,65 рази і не впливає на живу масу, довжину та висоту тулуба, індекс тілобудови, а також масу гепатопанкреаса та його індекс.

Дослідженнями доведено вплив стічних вод тваринницьких підприємств на гематологічні показники та перебіг цілої низки метаболічних процесів у тканинах. У дворічок коропа із забрудненого ставу в крові нижче концентрація гемоглобіну, кількість еритроцитів, тромбоцитів і моноцитів, вище — сегментоядерних нейтрофілів та величина ШОЕ, а кількість лейкоцитів, еозинофілів, лімфоцитів і паличко-ядерних нейтрофілів не відрізнялась від такої у риб з умовно чистої водойми.

У риб із ставу, забрудненого стічними водами, змінюється концентрація глюкози та вміст загального білка, а також активність лактатдегідрогенази і креатинкінази в плазмі крові і гепатопанкреасі. Однак за концентрацією тригліцеридів, холестеролу, сечовини, креатиніну, кальцію, неорганічного фосфору, активністю аланінамінотрансферази і аспартатамінотрансферази у плазмі крові, а також за вмістом загального білка, глюкози, креатиніну, сечовини, кальцію і неорганічного фосфору і активністю лактатдегідрогенази, аланін- і аспартатамінотрансферази у гепатопанкреасі риб із забрудненої і умовно чистої водойми відмінностей не виявлено.

Встановлені зміни маси та індексу селезінки, концентрації гемоглобіну та кількості еритроцитів і тромбоцитів, а також окремих показників метаболізму у плазмі крові та гепатопанкреасі коропів, а саме: концентрації глюкози і вмісту білка, активності лактатдегідрогенази і креатинкінази доцільно використовувати як додаткові критерії при оцінці екологічного стану ставів, забруднених стічними водами тваринницьких підприємств.

Ключові слова: стави, стічні води, короп, морфометричні ознаки, кров, селезінка, гепатопанкреас, метаболізм.

Водойми рибогосподарського призначення в переважній більшості є штучно створеними водними екосистемами, знаходяться в зоні діяльності агропромислових підприємств і зазнають постійного впливу несприятливих факторів зовнішнього середовища. Водопостачання таких водойм в основному відбувається за рахунок атмосферних опадів та поверхневих вод, з якими у воду потрапляє значна кількість забруднювальних речовин [7, 18, 24]. Вони негативно впливають на якість води, фіто- і зоопланктон, розвиток і видовий склад іхтіофауни, знижують рибопродуктивність ставів [2, 27, 32]. Використання вказаних водойм, які призначені для розведення та вирощування риби, передбачає внесення органічних і мінеральних добрив з метою стимуляції розвитку природної кормової бази [20]. З ними у воду надходить значна кількість небілкового азоту, фосфатів, органічних забруднювальних речовин, важких металів, залишків діагностичних та лікувально-профілактичних препаратів, мікроорганізмів, що посилює процеси евтрофікації, негативно впливає на процес відтворення риб, їхній ріст та розвиток [1, 2, 8, 9].

Екологічний стан водойм, в тому числі і рибогосподарських, крім вмісту забруднювальних речовин у воді, характеризують також і шляхом контролю видового складу, чисельності та біомаси індикаторних організмів [21], бактерій, водоростей, безхребетних, представників іхтіофауни [15]. Крім зазначених показників, у водоймах досліджують також проце-

си нітрифікації [36] і люмінесценції [30], виявляють мутагенні властивості токсикантів [38]. Для характеристики екологічного стану водойм використовують морфологічні та цитологічні показники риб, а також метаболічні процеси в тканинах, які значно змінюються під впливом поллютантів неорганічного та органічного походження, зокрема алохтонного азоту [29], важких металів [37], пестицидів [32], органічних розчинників [31], антибіотиків та сульфаніламідів [26]. Для характеристики екологічного стану водойм використовують також клінічні, патологоанатомічні, гістохімічні, генетичні та біохімічні показники, які розкривають не тільки механізми впливу забруднювальних речовин на іхтіофауну, але й можуть бути використані як біомаркери при оцінці екологічного стану ставів [12]. Негативний вплив ксенобіотиків на риб проявляється також зміною морфометричних ознак, зокрема кількості лусок у бічній лінії [17], морфологічного складу крові, в тому числі кількості еритроцитів і концентрації гемоглобіну [6, 13], енергетичних процесів [23], фракційного складу білків плазми крові [5, 12], активності ензимів, реакцій антиоксидантного захисту та ПОЛ [19, 33, 34].

Однак, попри значну кількість досліджень, присвячених забрудненню природних водойм ксенобіотиками різної природи та вивченню механізмів їхньої дії, поза увагою науковців та практиків залишається проблема використання біомоніторингу для оцінки екологічного стану ставів рибогосподарського призначення, що зазнають постійного впливу стічних вод тваринницьких підприємств [9, 12]. Одержані результати дали б можливість встановити важливі критерії оцінки екологічного стану ставів, забруднених стічними водами тваринницьких підприємств.

Метою роботи було дослідити морфометричні ознаки, стан внутрішніх органів, гематологічні показники, обмін речовин та активність ензимів у тканинах дворічок коропа (*Cyprinus carpio* L.) з умовно чистого ставу і забрудненого стічними водами тваринницького підприємства.

Матеріал і методика досліджень

Експерименти проведено на коропах дворічного віку (*Cyprinus carpio* L.), живою масою 670—722 г, вирощених у ставах загальною площею водного дзеркала 38 і 40 га, що використовуються в рибогосподарських цілях. Водойми утворені шляхом зарегулювання стоку р. Віта, правої притоки р. Дніпро, і знаходяться на околиці м. Києва (с. Круглик, Київської обл.). Перший став був умовно чистим, а другий тривалий час зазнавав впливу стічних вод очисних споруд тваринницького підприємства та поверхневого стоку з його території.

Під час проведення експериментів показники якості води ставів відповідали нормативам, встановленим для водойм рибогосподарського призначення згідно ДСТ 15.372-87 «Вода для рибницьких господарств. Загальні вимоги і норми» і відповідала СОУ 05.01.37-385:2006 «Вода рибогосподарських підприємств». Проте забруднений став відрізнявся від умовно чистої водойми за низкою показників хімічного складу води, а саме: вищою у 1,8 раза концентрацією амонійного азоту (0,35 мг/дм³), у

2,1 раза — нітратного азоту (0,035 мг/дм³) і у 1,9 раза — нітритного азоту (0,038 мг/дм³), у 1,2 раза — іонів натрію (39,8 мг/дм³) та у 1,2 раза — іонів калію (20,0 мг/дм³), а також вищою у 1,3 раза перманганатною окиснюваністю води (11,1 мг О₂/дм³). Однак вода із забрудненої водойми не відрізнялась від умовно чистого ставу за концентрацією магнію (22,5—26,4 мг/дм³), а також вмістом хлоридів (96,5—97,6 мг/дм³), сульфатів (60,0—61,6 мг/дм³), гідрокарбонатів (201,3—229,8 мг/дм³) та величиною рН (8,3—8,9), а її температура в період досліджень становила 11,8—12,3 °С.

Для досліджень використовували коропів, яких виловлювали із ставів на початку вересня 2021 р. Риб поміщали по три особини у ємності об'ємом 50 дм³, які попередньо заповнювали водою із досліджуваних водойм та доставляли в лабораторію. Коропів перед взяттям крові та забоем поміщали на декілька хвилин (2—3 хв.) в окремі акваріуми об'ємом 40 дм³, оцінювали стан покривів тіла (луски), плавців, ротового та анального отворів, а потім видаляли і визначали проміри та масу тіла за загальноприйнятими в іхтіології методами [16]. Зразки крові у риб відбирали із серця за допомогою ін'єкційної голки, стабілізували її гепарином, а коропів забивали, видаляли зябра та внутрішні органи на охолоджене предметне скло, відділяли гепатопанкреас, селезінку, нирки і кишечник та визначали їхню масу, колір, наявність крововиливів, ексудату, ознак жирової дистрофії, розростання сполучної тканини з метою виявлення патологічних змін у коропів, вирощених у забрудненій водоймі.

Проміри риб проводили з допомогою мірної стрічки, а масу тіла та окремих органів визначали на електронних терезах марки Axis BDM 30 та розраховували індекс тілобудови, гепатопанкреаса та селезінки [22]. Гематологічні показники риб контролювали за методами, описаними у [3, 4, 6].

Плазму крові риб одержували шляхом центрифугування зразків крові при 3500 об/хв протягом 15 хв, в ній визначали загальний вміст білка за допомогою біуретового реактива [28, 35]. Для визначення концентрації глюкози в крові, а також тригліцеридів, холестеролу, сечовини, креатиніну в плазмі крові та гепатопанкреасі риб використовували колориметричні, а для дослідження активності лактатдегідрогенази (ЛДГ; КФ 1.1.1.27), аланінамінотрансферази (АлАТ; КФ 2.6.1.2), аспартатамінотрансферази (АсАТ; КФ 2.6.1.1), креатинфосфокінази (КФК; КФ 2.7.3.2) в плазмі крові та супернатанті гепатопанкреаса — кінетичні методи досліджень [10], контрольні сироватки і набори реактивів фірми Human та напівавтоматичний біохімічний аналізатор Human 2000 (Німеччина). Супернатант гепатопанкреаса риб одержували із гомогенату (розведення тканини 1 : 10 дистильованою водою) з наступним центрифугуванням зразків при 3500 об/хв. При обробці проб плазми крові та супернатанту гомогенату гепатопанкреаса риб підтримували температурний режим в межах 0—4 °С.

Одержані результати оброблені статистично [11, 14] з використанням спеціального програмного забезпечення Microsoft Excel. Достовір-

ISSN 0375-8990. Гідробіологічний журнал. 2023. 59(6)

ною вважали різницю між показниками при $P < 0,05$ відповідно критерія, прийнятого в біології.

Результати досліджень

Дослідженнями встановлено, що у воді забрудненого стічними водами тваринницького підприємства ставу, колір шкіри та луски, стан спинного, хвостового, грудних та черевних плавців, ротового та анального отворів у коропів не відрізнялись від аналогічних показників у риб з умовно чистої водойми. У риб із забрудненої водойми, як і з умовно чистого ставу, відсутні помутніння та крововиливи на рогівці ока, не спостерігається зміна кольору зябер, а також дегенеративні зміни хрящової тканини і гіперплазія зябрових пелюсток. У коропів із ставу, забрудненого стічними водами, після розтину черевної порожнини також не виявлено асиметрії внутрішніх органів — кишечника, гепатопанкреаса, селезінки, плавального міхура та нирок, а їхній колір та розмір не відрізнялись від риб з умовно чистої водойми. В черевній порожнині коропів обох груп відсутній ексудат, а на поверхні внутрішніх органів та слизовій оболонці різних ділянок кишечника не виявлено крововиливів та некротичних змін. Оскільки для досліджень були відібрані коропа, які не відрізнялись за масою тіла, у риб із забрудненого ставу не виявлено і відмінностей за довжиною та висотою тулуба, а також за масою гепатопанкреаса порівняно з аналогічними показниками у риб з умовно чистої водойми (табл. 1). У коропів із забрудненої і умовно чистої водойм відсутня також різниця за індексом тілобудови та гепатопанкреаса. Однак у риб із забрудненого ставу маса селезінки виявилась вищою на 90 % порівняно з її значенням у коропів з умовно чистої водойми, що вплинуло на її індекс, величина яко-

Таблиця 1

Маса та проміри тіла, індекси тілобудови, гепатопанкреаса та селезінки коропів умовно чистого і забрудненого ставів, $M \pm m$, $n = 5$

Показники	Коропи	
	умовно чистий став	забруднений став
Маса тіла, г	671,80±7,04	722,00±38,56
Довжина тіла, см	36,20±0,65	35,90±1,03
Висота тіла, см	10,98±0,23	11,22±0,21
Маса гепатопанкреаса, г	13,47±0,68	14,24±0,40
Маса селезінки, г	1,42±0,11	2,32±0,17*
Індекс тілобудови, %	5,39±0,13	4,99±0,12
Індекс гепатопанкреаса, %	2,01±0,09	1,94±0,12
Індекс селезінки, %	0,20±0,01	0,33±0,03*

Примітка. Тут і в табл. 2—4: * різниця достовірна ($P \leq 0,05$) порівняно з коропами умовно чистого ставу.

го зросла в 1,65 раза (див. табл. 1). Встановлене підвищення індексу селезінки у короїв із забрудненого стічними водами ставу порівняно з умовно чистим, ймовірно, є наслідком підвищення концентрації амонійного, нітратного та нітритного азоту, а також органічних забруднювальних речовин, в тому числі ряду ксенобіотиків антропогенного походження, які потрапляли у став зі стічними водами тваринницького підприємства [12, 19]. Одержані результати щодо маси та індексу селезінки у риб можна рекомендувати не тільки як додаткові критерії оцінки екологічного стану водойм, але і як важливі показники біоіндикації ставів, забруднених стічними водами тваринницьких підприємств.

Забруднення ставу стічними водами тваринницького підприємства впливає на гематологічні показники короїв порівняно з їхніми значеннями у риб, вирощених в умовно чистій водоймі (табл. 2). Показано, що концентрація гемоглобіну в крові риб із забрудненого ставу виявилась нижчою на 21,7 %, кількість еритроцитів — на 10,1, тромбоцитів — на 12,6 і моноцитів — на 19,3 %, кількість сегментоядерних нейтрофілів підвищилась на 24,6 %, а кількість лейкоцитів, еозинофілів, лімфоцитів і паличкоядерних нейтрофілів не змінювалась порівняно з коропами з умовно чистої водойми (див. табл. 2). Зниження кількості еритроцитів у крові риб із ставу, забрудненого стічними водами тваринницького підприємства, порівняно з умовно чистим корелює із зменшенням концентрації гемоглобіну. У риб із забрудненої водойми порівняно з умовно чистою підвищується на 28 % швидкість осідання еритроцитів (ШОЕ), що пов'я-

Таблиця 2

Гематологічні показники риб умовно чистого і забрудненого ставів, $M \pm m$, $n = 5$

Показники	Коропи	
	умовно чистий став	забруднений став
Гемоглобін, г/дм ³	109,60±3,11	85,80±2,33*
Еритроцити, Т/дм ³	2,18±0,11	1,96±0,07*
Лейкоцити, Г/дм ³ л	5,40±0,24	5,60±0,36
Тромбоцити, Г/дм ³ л	110,80± 0,93	96,80± 0,64*
Швидкість осідання еритроцитів (ШОЕ), мм/год.	2,80±0,17	3,60±0,12*
Лейкоформула, %		
Еозинофіли	2,60±0,41	2,00±0,29
Нейтрофіли:		
паличкоядерні	0	0
сегментоядерні	25,20 ±1,13	31,40± 0,81*
Лімфоцити	66,00±2,17	61,60±1,97
Моноцити	6,20±0,28	5,00±0,31*

зано, ймовірно, із впливом амонійного азоту у воді не тільки на дихальну функцію зябер, але і на процес зв'язування кисню гемоглобіном внаслідок утворення лужного гематину в еритроцитах [6, 13]. Виявлені зміни у лейкоформулі риб із забрудненого стічними водами ставу, а саме: збільшення частки сегментоядерних нейтрофілів за одночасного зниження частки моноцитів у крові, вказують на вплив забруднювальних речовин на процеси гемопоезу в кровотворних органах і тканинах риб, зокрема в селезінці [6, 13].

Виявлені зміни гематологічних показників у риб, а саме: концентрації гемоглобіну і кількості еритроцитів в крові, а також показника ШОЕ доцільно рекомендувати як важливі критерії біомоніторингу ставів, забруднених стічними водами тваринницьких підприємств

Пошуки інших біомаркерів риб для оцінки екологічного стану природних водойм, забруднених стічними водами тваринницького підприємства, дали можливість виявити окремі показники метаболізму, які зазнають суттєвих змін в органах і тканинах коропів. На важливу роль окремих показників метаболізму, концентрація яких змінюється в тканинах риб під дією різних ксенобіотиків, вказують і інші дослідники [22, 25].

Дослідження показників метаболізму, зокрема вуглеводного, білкового та мінерального обміну, а також активності ряду ензимів плазми крові риб, які характеризують клінічний стан внутрішніх органів, показали, що у коропів із забрудненого ставу, на відміну від риб з умовно чистої водойми, вище у 1,45 раза концентрація білка у плазмі крові, а також вміст глюкози — у 1,33 раза. Вміст креатиніну у плазмі крові риб із забрудненої водойми, навпаки, знизився в 1,5 раза порівняно з коропами з умовно чистого ставу.

Встановлено, що активність лактатдегідрогенази у плазмі крові коропів із ставу, забрудненого стічними водами тваринницького підприємства, порівняно з умовно чистим зросла у 2,32 раза, а креатинкінази — в 1,79 раза (табл. 3). Оскільки зміна активності ензимів у плазмі крові риб із забрудненої водойми є суттєвою, вказані показники, поряд із наведеними вище, а саме концентрацією білка у плазмі крові і глюкози в крові, доцільно рекомендувати як додаткові критерії при оцінці екологічного стану водойм, забруднених стічними водами тваринницьких підприємств. Інші досліджені показники обміну речовин у риб, а саме: концентрація холестеролу, тригліцеридів, сечовини, кальцію і неорганічного фосфору, а також активність аланінамінотрансферази та аспартатамінотрансферази у плазмі крові риб із забрудненого ставу не відрізнялась від їхніх величин у коропів з умовно чистої водойми (див. табл. 3).

Забруднення ставу стічними водами тваринницького підприємства, як показали дослідження, істотно впливає на показники вуглеводного, білкового та мінерального обміну, а також активність низки ензимів у гепатопанкреасі риб. У коропів із забрудненого ставу порівняно з рибами з умовно чистої водойми вміст глюкози в гепатопанкреасі знизився у 1,53 раза, а активність креатинкінази, навпаки, збільшилась у 1,58 раза (табл. 4). В той же час концентрація загального білка, холестеролу, тригліце-

ридів, креатиніну, сечовини, кальцію і неорганічного фосфору, а також активність аланінамінотрансферази, аспартатамінотрансферази і лактатдегідрогенази у гепатопанкреасі риб із забрудненого ставу не відрізнялись від аналогічних показників у коропів і умовно чистої водойми.

Отже, на підставі одержаних результатів можна зробити висновок про те, що забруднення води стічними водами тваринницького підприємства впливає на масу селезінки та її індекс, кількість еритроцитів, тромбоцитів, сегментоядерних нейтрофілів та моноцитів, а також на окремі показники метаболізму — концентрацію глюкози в крові, вміст білка і активність лактатдегідрогенази та креатинкінази у плазмі крові, які можуть бути важливими критеріями при оцінці екологічного стану ставів рибогосподарського призначення.

Обговорення результатів досліджень

Пошук критеріїв оцінки екологічного стану водойм, забруднених стічними водами тваринницьких підприємств, показав, що серед досліджених морфометричних ознак коропів та маси внутрішніх органів і їхніх індексів найбільш показовими, ймовірно, є маса та індекс селезінки, на відміну від інших показників. Однак для остаточного висновку щодо використання індексів тілобудови та внутрішніх органів для оцінки еко-

Таблиця 3

Концентрація білка, вміст метаболітів та активність ензимів у плазмі крові риб умовно чистого і забрудненого ставів, $M \pm m$, $n = 5$

Показники	Коропи	
	умовно чистий став	забруднений став
Білок плазми крові, г/дм ³	53,50±5,73	77,86±6,68 *
Глюкоза, ммоль/дм ³	12,89±1,19	17,17±2,03 *
Тригліцериди, ммоль/дм ³	0,95±0,079	1,18±0,180
Холестерол, ммоль/дм ³	4,36±0,760	5,80±0,525
Сечовина, ммоль/дм ³	1,30±0,21	0,63±0,21
Креатинін, мкмоль/дм ³	1810,24±165,41	1218,87±153,54 *
Кальцій, ммоль/дм ³	2,64±0,19	2,32±0,09
Фосфор (неорг.), ммоль/дм ³	3,35±0,64	2,58±0,17
Активність лактатдегідрогенази, мкмоль НАДН·Н/год/мл	1494,80±161,18	3467,60±292,19 *
Активність аланінамінотрансферази, мкмоль НАДН·Н/год/мл	37,03±4,72	39,12±3,73
Активність аспартатамінотрансферази, мкмоль НАДН·Н/год/мл	293,22±41,34	424,58±57,37
Активність креатинкінази, мкмоль НАДФ ⁺ /год/мл	7,56±0,76	13,50±1,44*

логічного стану ставів, забруднених стічними водами тваринницьких підприємств, необхідно провести дослідження з більшою чисельністю представників іхтіофауни (див. табл. 1). Одержані в проведених дослідженнях дані знаходяться у відповідності з результатами досліджень інших авторів, які вивчали вплив стічних вод тваринницьких підприємств на морфометричні ознаки риб [7, 12, 15]. Слід також зазначити, що підвищення у воді забрудненого ставу концентрації амонійного азоту суттєво впливає на морфологічний склад крові коропів. Про це свідчить зниження кількості еритроцитів і тромбоцитів, концентрації гемоглобіну, підвищення ШОЕ, зміна лейкоформули крові у коропів із забрудненого ставу. Подібні за характером зміни морфологічного складу крові риб спостерігаються і при дослідженні впливу окремих ксенобіотиків стічних вод тваринницьких підприємств на дворічок коропа [12, 13, 19]. Встановлені дослідженнями зміни кількості клітин крові, зокрема еритроцитів, тромбоцитів, а також субпопуляцій лейкоцитів є, ймовірно, наслідком впливу забруднювальних речовин на функціональний стан кровотворних органів, зокрема селезінку риб (див. табл. 2). Виявлені зміни гематологічних показників у риб із забрудненого ставу можна рекомендувати як біомар-

Таблиця 4

Концентрація білка, вміст метаболітів та активність ензимів у гепатопанкреасі риб умовно чистого і забрудненого ставів, $M \pm m$, $n = 5$

Показники	Коропи	
	умовно чистий став	забруднений став
Білок, мг/ г тканини	41,73±5,20	48,15±10,51
Глюкоза, ммоль/г тканини	0,26±0,02	0,17±0,02*
Тригліцериди, мкмоль/г тканини	5,63±0,62	5,36±0,46
Холестерол, мкмоль/г тканини	7,86±1,59	7,06±1,22
Сечовина, мкмоль/г тканини	29,34±6,11	43,06±7,78
Креатинін, мкмоль/г тканини	0,021±0,002	0,023±0,004
Кальцій, мкмоль/г тканини	2,48±0,35	2,37±0,89
Фосфор (неорг.), мкмоль/г тканини	29,84±7,14	26,33±2,27
Активність лактатдегідрогенази, ммоль НАДН·Н/хв на 1 г тканини	2,83±0,59	2,45±0,54
Активність аланінамінотрансферази, ммоль НАДН·Н/хв на 1 г тканини	2,10±0,31	2,54±0,34
Активність аспартатамінотрансферази, ммоль НАДН·Н/хв на 1 г тканини	4,25±1,25	3,46±1,00
Активність креатинкінази, мкмоль креатинфосфату/хв на 1 г тканини	5,45±1,04	8,64±0,84 *

кери при забрудненні водойм стічними водами тваринницьких підприємств.

У коропів, виловлених із ставу, забрудненого стічними водами тваринницького підприємства, на відміну від риб з умовно чистої водойми, змінюється не тільки вміст окремих метаболітів вуглеводного та білкового обміну, але й активність окремих ензимів в плазмі крові та гепатопанкреасі (див. табл. 3, 4). Зокрема, у риб із забрудненої водойми спостерігається підвищений вміст загального білка і глюкози в плазмі крові за одночасного зниження концентрації креатиніну, зростання активності лактатдегідрогенази та креатинкінази (див. табл. 3). Збільшення концентрації глюкози та активності лактатдегідрогенази у плазмі крові риб із забрудненого ставу порівняно з умовно чистим вказує на активацію реакцій гліколізу в м'язах, що, ймовірно, є наслідком зниження концентрації гемоглобіну в крові та кисню в тканинах. Вказані зміни у риб із забрудненої водойми відбулися, ймовірно, внаслідок впливу вищої концентрації амонійного азоту у воді забрудненого ставу не тільки на окремі ланки обміну вуглеводів, але і на енергетичні процеси в тканинах. Попри це більшість досліджуваних показників метаболізму в плазмі крові риб із ставу, забрудненого стічними водами, не відрізнялась від таких у коропів з умовно чистої водойми. Це пов'язано, ймовірно, з тим, що більшість показників гідрохімічного складу води забрудненого стічними водами тваринницького підприємства ставу не відрізнялась від умовно чистої водойми, незважаючи на вищу концентрацію амонійного та нітратного азоту у воді, значення якого відповідало ГДК, встановленої для водойм рибогосподарського призначення. Цей висновок підтверджено дослідженнями окремих показників обміну речовин та активності ензимів у гепатопанкреасі риб із забрудненої стічними водами водойми. У гепатопанкреасі риб із забрудненого ставу встановлено лише нижчий вміст глюкози та вищу активність креатинкінази, тоді як за концентрацією білка, тригліцеридів, холестеролу, сечовини, креатиніну, кальцію, фосфору, активністю лактатдегідрогенази, аланінамінотрансферази і аспартатамінотрансферази відмінностей не виявлено (див. табл. 4), що свідчить про гальмування процесів глюконеогенезу і, ймовірно, про збільшення використання глюкози в реакціях детоксикації ксенобіотиків, які надходять в організм риб з води. Підвищення активності креатинкінази в гепатопанкреасі риб забрудненого ставу свідчить про посилення використання енергії в тканинах для забезпечення процесів детоксикації ксенобіотиків стічних вод тваринницького підприємства.

Отже, як встановлено дослідженнями, найбільш показовими біомаркерами риб при оцінці екологічного стану ставів, забруднених стічними водами тваринницьких підприємств, можуть бути маса селезінки та її індекс, окремі гематологічні показники риб та швидкість осідання еритроцитів (ШОЕ), концентрація глюкози і активність лактатдегідрогенази у плазмі крові та креатинкінази у гепатопанкреасі.

Висновки

Встановлено вплив стічних вод тваринницького підприємства на масу та індекс селезінки дворічок коропа, морфологічний склад їхньої крові, а саме: кількість еритроцитів, тромбоцитів і концентрацію гемоглобіну, величину ШОЕ, та відсоткове співвідношення сегментоядерних нейтрофілів і моноцитів у крові.

Забруднення води стічними водами тваринницького підприємства змінює загальний вміст білка та концентрацію глюкози, а також активність лактатдегідрогенази і креатинкінази в плазмі крові та гепатопанкреасі риб, що може бути важливими біомаркерами при оцінці екологічного стану водойм рибогосподарського призначення.

Список використаної літератури

1. Арсан О.М. Состояние и перспективы развития водной экотоксикологии. *Гидробиол. журн.* 2007. Т. 43, № 6. С. 50—64.
2. Афанасьев С.А., Гулейкова Л.В., Летицкая Е.Н. и др. Влияние залпового сброса загрязненных вод на экосистему малой равнинной реки. *Там же.* 2017. Т. 31, № 6. С. 3—15.
3. Боярчук А.Д. Біохімія стресу: Лабораторний практикум. Луганськ : Вид-во Луганск. нац. ун-ту, 2013. 65 с.
4. Головина Н.А., Тромбицкий И.Д. Гематология прудовых рыб. Кишинев : Штиинца, 1989. 160 с.
5. Грубінко В.В., Синюк Ю.В., Прібіч Ф.А. Білки як адаптери та маркери інтоксикації у гідробіонтів. *Наук. записки Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біологія (Гідроекологія).* 2009. Т. 39, № 1—2. С. 143—153.
6. Давыдов О.Н., Темниханов Ю.Д., Куровская Л.Я. Патология крови рыб. Киев : Мединформ, 2005. 212 с.
7. Євтушенко М.Ю., Хижняк М.І. Основні підходи до оцінки стану водойм рибогосподарського призначення на основі біомоніторингу. *Гідробіол. журн.* 2012. Т. 48, № 1. С. 57—64.
8. Иванов Д.И., Алымов С.И. Антропогенное воздействие на водные экосистемы. *Агроекол. журн.* 2012. № 2. С. 90—94.
9. Иванова О.В., Захаренко М.О. Санітарно-гігієнічна оцінка стоків тваринницьких підприємств. *Ветеринарна біотехнологія.* 2010. № 17. С. 82—87.
10. Камышников В.С. Справочник по клинико-биохимическим исследованиям и лабораторной диагностике. Москва : Медпресс-информ, 2004. 920 с.
11. Кокунин В.А. Статистическая обработка данных при малом числе опытов. *Укр. биохим. журн.* 1975. Т. 47, № 6. С. 776—790.
12. Курбатова І.М. Роль ксенобіотиків у порушенні екологічної рівноваги водних екосистем за антропогенного навантаження : автореф. дис. ... докт. біол. наук. Чернівці, 2019. 42 с.
13. Курбатова І.М., Захаренко М.О., Чепіль Л.В. Морфологічний склад крові коропа (*Suvarinus carpio* L.) за дії сульфаніламідів та хлортетрацикліну. *Екологічні науки.* 2018. Т. 21, № 2. С. 157—160.
14. Лакин Г.Ф. Биометрия. Москва : Высш. шк., 1990. 352 с.
15. Мальцев В.І, Карпова Г.О., Зуб Л.М. Визначення якості води методами біоіндикації: науково-методичний посібник. Київ : Наук. центр екомоніторингу та біорізноманіття мегаполісу НАН України, 2011. 112 с.
16. Правдин И.Ф. Руководство по изучению рыб преимущественно пресноводных. Москва : Пищ. пром-сть, 1966. 375 с.
17. Причепя М.В. Особливості адаптації аборигенних окуневих риб до дії екологічних чинників водного середовища : автореф. дис. ... канд. біол. наук. Київ, 2016. 196 с.

18. Тертична О.В. Наукові основи екологічного оцінювання впливу промислового птахівництва на стан навколишнього природного середовища : автореф. дис. ... докт. біол. наук. Київ, 2018. 42 с.,
19. Тупицкая О.Н., Смоленский О.О., Курбатова И.Н. Биохимические показатели крови карпа (*Cyprinus carpio* L.) под воздействием алифатических аминов. *Вестн. Тверск. гос. ун-та: Серия биология и экология*. 2014. № 4. С. 33—39.
20. Чужма Н.П. Вплив різних видів добрив на формування фітопланктону вирощувальних ставів поліської кліматичної зони України. *Рибогосп. наука України*. 2008. № 2. С. 28—33.
21. Швед О.М., Петріна Р.О., Червецова В.Г. та ін. Біомоніторинг екологічного стану природних поверхневих водних об'єктів Львівської області. *Зб. наук. праць Нац. ун-ту «Львівська політехніка»*. 2013. Т. 761. С. 114—119.
22. Яржомбек А.А., Ламанский В.В., Щербина Т.В. Справочник по физиологии рыб. Москва : Агропромиздат. 1986. 192 с.
23. Янович Д.О., Янович Н.Є. Біотрансформація ксенобіотиків і механізми її регуляції. *Наук. вісн. ЛНУВМБТ*. 2011. Т. 13, № 2 (48). Ч. 2. С. 305—311.
24. Ярмчук О.С., Захаренко М.О., Курбатова І.М. Екологічні та санітарно-гігієнічні аспекти моніторингу тваринницьких підприємств. *Зб. наук. праць Вінницьк. нац. аграр. ун-ту*. 2010. Т. 45, вип. 5. С. 152—154.
25. Baker L.F., Mudge J.F., Thompson D.G. et al. The combined influence of two agricultural contaminants on natural communities of phytoplankton and zooplankton. *Ecotoxicology*. Vol. 25, N 5. P. 1021—1032.
26. Chen S., Zhang W., Li J., Yuan M. Ecotoxicological effects of sulfonamides and fluoroquinolones and their removal by a green alga (*Chlorella vulgaris*) and a cyanobacterium (*Chrysochloris ovalisporum*). *Environ. Pollution*. 2020. 263 (Part A). P. 189-204.
27. Dong-Young Back, Sun-Yong Ha, Brent Else et al. On the impact of wastewater effluent on phytoplankton in the Arctic coastal zone: D.-Y. Back, S.-Y. Ha, B. Else, et al., On the impact of wastewater effluent on phytoplankton in the Arctic coastal zone: A case study in the Kitikmeot Sea of the Canadian Arctic, *Science of the Total Environment* (2020), Volume 764, P. 1-14, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143861>.
28. Gornely S. Determination of serum protein by mean of biuret reaction. *J. Biochemistry*. 1949. Vol. 177, N 2. P. 751—755.
29. Guasch H., Admiraal W., Sabater S. Contrasting effects of organic and inorganic toxicants on freshwater periphyton. *Aquatic toxicology*. 2003. Vol. 64, N 2. P. 165—175.
30. Huang K., Liu H., Kraft M. et al. A protected excitation-energy reservoir for efficient upconversion luminescence. *Royal Society of Chemistry*. 2018. Vol. 10. P. 250—259.
31. Kumari B., Kumar V., Sinha A. K. et al. Toxicology of arsenic in fish and aquatic systems. *Environ. Chemistry Letters*. 2017. Vol. 55, N 14. P. 11—22.
32. Lawrence A., Hemingway K. Effects of Pollution on Fish: Molecular Effects and Population Responses. *Effects of Pollution on Fish: Molecular Effects and Population Responses*. 2003. P. 14—82.
33. Lopes P., Pinheiro T., Santos M.C., Mathias M. Response of antioxidant enzymes in freshwater fish populations (*Leuciscus alburnoides* complex) to inorganic pollutants exposure. *Science of The Total Environment*. 2002. Vol. 280, N 1—3. P. 153—163.
34. Monostory K., Jemnitz K., Vereczkey L. Xenobiotic metabolizing enzymes in fish: Diversity, regulation and biomarkers for pollutant exposure. *Acta Physiologica Hungarica*. 1996. Vol. 84, N 4. P. 369—381.
35. Peters T. Jr., Biamonte G.T., Doumas B.T. Protein (total protein) in serum, urine, and cerebrospinal fluid; albumin in serum / Selected methods of clinical chemistry / Eds., *Selected Methods of Clinical Chemistry*, American Association for Clinical Chemistry, 2021. Vol. 9. P. 317—325.
36. Polak J. Nitrification in the Surface Water of the Wiociawek Dam Reservoir. The Process Contribution to Biochemical Oxygen Demand (N-BOD). *Polish Journal of Environmental Studies*. 2004. Vol. 13, N. 4. P. 415—424.

37. Sanchez W., Porcher J.-M. Fish biomarkers for environmental monitoring within the Water Framework Directive of the European Union. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*. 2009. Vol. 28, N 2. P. 150—158.

38. Sciacca S., Conti Gea O. Mutagens and carcinogens in drinking water. *Mediterranean Journal of Nutrition and Metabolism*. 2009. Vol. 2, N 3. P. 157—162.

Надійшла 02.01.2022

M.O. Zakharenko, Dr. Sci. (Biol.), Prof., Corresp. Member of the NAAS of Ukraine,
National University of Life and Environmental Sciences of Ukraine,
Geroiyv Oborony str., 15, Kyiv, 03041, Ukraine,
E-mail: sangin1996@ukr.net
ORCID 0000-0001-7055-9086

E.E. Romanova, PhD student,
National University of Life and Environmental Sciences of Ukraine,
Geroiyv Oborony str., 15, Kyiv, 03041, Ukraine,
E-mail: romanova_ella@ukr.net,
ORCID 0000-0002-2624-2513

I.M. Kurbatova, Dr. Sci. (Biol.), Prof.,
National University of Life and Environmental Sciences of Ukraine,
Geroiyv Oborony str., Kyiv, 15, 03041, Ukraine,
E-mail: innakurbatova@ukr.net,
ORCID 0000-0002-7333-7371

V. M. Poliakovskiy, PhD (Vet.), Assoc. Prof.,
National University of Life and Environmental Sciences of Ukraine,
Geroiyv Oborony str., 15, Kyiv, 03041, Ukraine,
E-mail: pvam@ukr.net
ORCID 0000-0001-6017-9493

O.M. Tupitska, PhD (Biol.), Assoc. Prof.,
National University of Life and Environmental Sciences of Ukraine,
Geroiyv Oborony str., 15, Kyiv, 03041, Ukraine,
E-mail: olgatup@ukr.net
ORCID 0000-0001-9067-9173

V.M. Kondratiuk, Dr. Sci. (Agricul.), Prof.,
National University of Life and Environmental Sciences of Ukraine,
Geroiyv Oborony str., 15, Kyiv, 03041 Ukraine,
E-mail: vadmcondratyuk@ukr.net
ORCID 0000-0002-4246-639

ECOTOXICOLOGICAL ASSESSMENT OF PONDS CONTAMINATED BY WASTEWATER OF LIVESTOCK ENTERPRISES BY FISH BIOMARKERS

Studied the morphometric characteristics of internal organs, the morphological composition of blood, as well as indicators of metabolic processes in the blood plasma and hepatopancreas of carp from a conditionally clean pond and one contaminated with sewage from a livestock enterprise. It was established that the pollution of the reservoir with wastewater from the livestock enterprise affects the morphometric characteristics of the internal organs of the carp (*Cyprinus carpio* L.), increasing the mass of the spleen and its index by 1.63 and 1.65 times, respectively, and does not affect live weight, length and height trunk, body composition index, as well as hepatopancreas mass and its index.

The concentration of hemoglobin, the number of erythrocytes, platelets and monocytes in the blood of carp from a polluted pond is lower, segmented neutrophils and ESR are higher, and the number of leukocytes, eosinophils, lymphocytes and rod-nucleated neutrophils did not differ from their values in fish from a conditionally clean pond.

Wastewater from a livestock enterprise affects metabolic processes in carp, in particular, an increase in the concentration of glucose and total protein, the activity of lactate de-

hydrogenase, aspartate aminotransferase and creatinekinase, a decrease in the content of creatinine in the blood plasma, as well as an increase in the concentration of urea, the activity of creatinekinase, a decrease in the level of glucose in hepatopancreas of fish. Studies have proven the negative impact of wastewater from livestock enterprises on fish, in particular, on hematopoietic organs and the course of a number of metabolic processes in body tissues.

On the basis of established changes in internal organs, the morphological composition of blood and metabolism in carp, a conclusion was made about the expediency of using the indicator of spleen mass, its index, as well as the concentration of hemoglobin and the number of erythrocytes in the blood, the content of glucose and total protein, and the activity of lactate dehydrogenase and creatinekinase in the blood plasma of fish in the quality of biomarkers in the assessment of the ecotoxicological state of ponds polluted by wastewater from livestock enterprises.

Key words: ponds, wastewater, carp, morphometric characteristics, blood, spleen, hepatopancreas, metabolism.

УДК 577.34:581.526.3:597

О.М. ВОЛКОВА, д. б. н., ст. наук. співроб., пров. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, Україна

В.В. БЕЛЯЄВ, к. б. н., ст. наук. співроб., ст. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, Україна
e-mail: belyaev-vv@ukr.net

С.П. ПРИШЛЯК, к. б. н., мол. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, Україна

Д.І. ГУДКОВ, д. б. н., проф., чл.-кор. НАН України, завідувач відділу,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: digudkov@gmail.com
ORCID 0000-0002-5304-7414

О.Є. КАГЛЯН, к. б. н., ст. наук. співроб., ст. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: alex_kt983@ukr.net

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

ТЕХНОГЕННІ РАДІОНУКЛІДИ У ГІДРОБІОНТАХ ВОДОЙМ ПІВНОЧІ УКРАЇНИ¹

Проведено порівняльний аналіз особливостей накопичення штучних радіонуклідів вищими водними рослинами та рибами водойм Чорнобильської зони відчуження (ЧЗВ) і територій західного та південного слідів чорнобильського викиду. У 2020—2021 рр. питома активність ⁹⁰Sr у вищих водних рослинах водойми-охолоджувача (ВО) ЧАЕС, оз. Далекого та Янівського затону досягала 10—46 кБк/кг, ¹³⁷Cs — 5,4—47 кБк/кг; в озерах Азбучин, Вершина та Глибоке — відповідно 64—419 і 9,3—63,4 кБк/кг. Питома активність ⁹⁰Sr у рибах ВО ЧАЕС, оз. Далеке та Янівського затону досягала 1,4—8,6, ¹³⁷Cs — 2,3—3,2 кБк/кг; в озерах Азбучин, Вершина та Глибоке — відповідно 21—213 і 4,2—6,2 кБк/кг. В 2020—2021 рр. у більшості досліджених во-

¹ Роботу виконано за підтримки Національного фонду досліджень України (проект № 2020.02/0264) і Національної академії наук України, а також у співробітництві з Державним спеціалізованим підприємством «Екоцентр» Державного агентства України з управління зоною відчуження.

Ц и т у в а н н я: Волкова О.М., Беляєв В.В., Пришляк С.П., Гудков Д.І., Каглян О.Є., Скиба В.В. Техногенні радіонукліди у гідробіонтах водойм півночі України. *Гідробіол. журн.* 2023. Т. 59. № 6. С. 100—119.

дойм поза межами ЧЗВ рівні накопичення ^{90}Sr у гелофітів вірогідно не відрізнялись і становили близько 10 Бк/кг. У гелофітів оз. Лісового питома активність ^{90}Sr досягла 181 Бк/кг. Максимальна питома активність ^{137}Cs у гелофітів Канівського водосховища та р. Ірша не перевищувала 30, оз. Лісового — досягла 16920 Бк/кг, інших водойм поза межами ЧЗВ — 65—515 Бк/кг. Максимальна питома активність ^{137}Cs у гідатофітів озер Білого, Луки та Лісового становила відповідно 639, 1066 та 6417 Бк/кг, інших водойм — не перевищувала 150 Бк/кг. Питома активність ^{90}Sr в організмі риб оз. Лісового досягла 23, інших водойм — не перевищувала 11,3 Бк/кг. Максимальна активність ^{137}Cs у рибах озер Лісове та Біле становила відповідно 1400 та 314, Повчанського та Київського водосховищ — 154 та 124 Бк/кг, інших досліджених водойм — не перевищувала 38 Бк/кг.

Ключові слова: аварія на Чорнобильській АЕС, радіонуклідне забруднення, водойми, вищі водні рослини, риби, ^{137}Cs , ^{90}Sr .

Формування радіоекологічного напрямку в суміжних галузях біологічної науки було пов'язане з глобальним радіоактивним забрудненням біосфери з середини минулого сторіччя, яке обумовлене інтенсивними випробуваннями ядерної зброї та аваріями на підприємствах ядерного паливного циклу. Період часу з 1950-х до початку 1980-х років характеризувався всебічним накопиченням результатів досліджень та поглибленням знань у сфері ядерної фізики, радіобіології та радіоекології.

Проте на початку 80-х років минулого сторіччя у багатьох країнах виникла тенденція до скорочення радіоекологічних досліджень, що було зумовлено зниженням кількісних показників глобального радіонуклідного забруднення об'єктів навколишнього середовища та пропагандою гарантованої безпечності функціонування підприємств ядерної енергетики. Певне значення мала й ілюзія щодо зменшення вірогідності виникнення військового ядерного конфлікту. Нажаль, хибність зазначених підходів була доведена спочатку аваріями на Чорнобильській АЕС (ЧАЕС) у 1986 р. та на АЕС Фукусіма-Дайічі у 2011 р., а на теперішній час — військовими діями на території України.

Після аварії на ЧАЕС виявилось, що у науковій літературі відсутні дані щодо рівнів вмісту радіонуклідів у біотичних компонентах більшості водойм України, які у 1986 р. були забруднені продуктами чорнобильського походження. Зокрема, для оцінки ступеню впливу чорнобильського викиду на рівні накопичення ^{137}Cs представниками промислової іхтіофауни Київського та Канівського водосховищ у якості референсних використовували доаварійні величини його вмісту у рибах Запорізького водосховища [2], ^{90}Sr — у рибах водойм південних регіонів України [3].

З перших післяаварійних років співробітники Інституту гідробіології НАН України та інших наукових установ досліджують особливості накопичення, міграції та перерозподілу радіонуклідів та їхніх фізико-хімічних форм в абіотичних і біотичних компонентах водних екосистем, які зазнали інтенсивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи. Зокрема, виконані численні радіоекологічні дослідження представників іхтіофауни [5, 6, 8—10, 15, 16, 23—25, 27—30, 34—36] та вищих водних рос-

ISSN 0375-8990. Гідробіологічний журнал. 2023. 59(6)

лин [4, 5, 12, 14, 19—22, 26, 31, 32] у водоймах за різних гідрохімічних, гідрологічних і гідробіологічних умов водного середовища.

На теперішній час визначення рівнів радіонуклідного забруднення компонентів водойм України набуває надзвичайної актуальності, оскільки військові дії можуть спричинити радіаційне забруднення навколишнього середовища внаслідок руйнування підприємств ядерного паливного циклу та у випадку застосування ядерної зброї.

Необхідно враховувати й те, що введення воєнного стану на території України неминуче призводить до значних обмежень доступу до водойм і, відповідно, до неможливості проведення комплексних польових досліджень, без яких радіоекологічна ситуація у водних екосистемах може залишитись невизначеною. Тому аналіз інформації щодо вмісту радіонуклідів у гідробіонтах за період, який передував початку воєнних дій, сприятиме визначенню референсних рівнів радіоактивного забруднення водойм, які можуть бути використані для оцінки наслідків військових дій.

Мета роботи — узагальнення результатів досліджень рівнів вмісту техногенних радіонуклідів у вищих водних рослинах та рибах водойм, які зазнали інтенсивного радіоактивного забруднення внаслідок аварії на ЧАЕС.

Матеріал і методика дослідження

Дослідження виконували впродовж 2020—2021 рр. на різнотипних водоймах, розташованих у Чорнобильській зоні відчуження (ЧЗВ) та на територіях західного та південного слідів чорнобильського викиду. На території ЧЗВ проби гідробіонтів відбирали в озерах Азбучин (51,406°N, 30,109°E), Вершина (51,432°N, 30,073°E), Глибоке (51,444°N, 30,064°E), Далеке (51,430°N, 30,103°E), Янівському затоні (51,409°N, 30,084°E), р. Прип'ять (у м. Чорнобиль) та у найбільших чотирьох залишкових водоймах, які утворились після зниження рівня води у водоймі-охолоджувачі Чорнобильської АЕС. У роботі наведені результати вимірювання вмісту радіонуклідів у гідробіонтах чотирьох досліджених водойм, які позначені «ВО ЧАЕС».

Поза межами ЧЗВ гідробіонтів відбирали на акваторіях Київського водосховища (у Дніпровському, Прип'ятському та Тетерівському відрогах, в середній частині водойми та поблизу Домонтова п-ва), Канівського водосховища (м. Ржищів), Повчанського водосховища (р. Жерів, с. Повч, Коростенський р-н Житомирської обл., 51,133°N, 28,529°E), р. Ірша (м. Малин), озерах Біле (с. Біле, Вараський р-н Рівненської обл., 51,648°N, 26,024°E), Луко (с. Луко, Вараський р-н Рівненської обл., 51,609°N, 26,020°E), Лісове (с. Нова Марковка, Вишгородський р-н Київської обл., 51,133°N, 29,468°E), Кар'єр (м. Ірпінь, 50,540°N, 30,256°E), ставках комплексного призначення Земснаряд (р. Буча, м. Ірпінь, 50,544°N, 30,254°E), Вовчків (с. Вовчків, Вишгородський р-н Київської обл., 51,125°N, 29,546°E).

Біологічними об'єктами досліджень були вищі водні рослини, які належать до різних екологічних груп, та риби різного типу живлення.

Вміст радіонуклідів визначали у надземних органах гідатофітів та гелофітів (табл. 1).

У водній радіоекології представників прісноводної іхтіофауни за особливостями накопичення радіонуклідів прийнято поділяти на мирних, до яких належать бентофаги і планктофаги, та хижих, які постійно або періодично живляться рибами [16]. Вміст радіонуклідів визначали в окремих екземплярах або об'єднаних пробах риб одного виду (табл. 2)

Щільність забруднення площі водозбору визначали за [1]. Питому активність гамма-випромінюючих радіонуклідів у рослинах (Бк/кг повітря-

Таблиця 1

Досліджені види вищих водних рослин

№	Назви видів
Гідатофіти	
1	Рдесник гребінчастий — <i>Potamogeton pectinatus</i> L.
2	Рдесник блискучий — <i>Potamogeton lucens</i> L.
3	Рдесник пронизанолистий — <i>Potamogeton perfoliatus</i> L.
4	Рдесник кучерявий — <i>Potamogeton crispus</i> L.
5	Рдесник злаколистий — <i>Potamogeton gramineus</i> L.
6	Водопериця колосиста — <i>Myriophyllum spicatum</i> L.
7	Елодея канадська — <i>Elodea canadensis</i> Michx.
8	Різуха морська — <i>Najas marina</i> L.
9	Кушир занурений — <i>Ceratophyllum demersum</i> L.
10	Водяний різак алоеvidний — <i>Srtatiotes aloides</i> L.
11	Пухирник звичайний — <i>Utricularia vulgaris</i> L.
Гелофіти	
12	Їжача голівка зринува — <i>Sparganium emersum</i> Rehm.
13	Куга озерна — <i>Scirpus lacustris</i> L.
14	Очерет звичайний — <i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin. ex Steud.
15	Рогіз вузьколистий — <i>Typha angustifolia</i> L.
16	Рогіз широколистий — <i>Typha latifolia</i> L.
17	Лепешняк великий — <i>Glyceria maxima</i> (C. Gartm.)
18	Сусак зонтичний — <i>Butomus umbellatus</i> L.
19	Частуха подорожникова — <i>Alisma plantago-aguatica</i> L.
20	Стрілолист стрілолистий — <i>Sagittaria saggitifolia</i> L.
21	Півники болотні — <i>Iris pseudacorus</i> L.
22	Вех широколистий — <i>Sium latifolium</i> L.

но-сухої маси) та рибах (Бк/кг природної вологості) визначали загальноприйнятим γ -спектрометричним методом [13] на базі Інституту гідробіології НАН України з використанням гамма-спектрометра (детектор GC4018, аналізатор LYNX); вміст ^{90}Sr — за допомогою спектрометра енергій бета-випромінювання СЕБ-01-70. Частина вимірювань виконана на базі Білоцерківського національного аграрного університету з використанням УСК «Гамма Плюс».

Середні значення величин наведені у вигляді: $\langle x \rangle \pm \text{STD}$, де $\langle x \rangle$ — середнє арифметичне, STD — середнє квадратичне відхилення. Таке представлення характеризує варіацію питомої активності у гідробіонтах водойми (відношення STD до $\langle x \rangle$ дорівнює коефіцієнту варіації).

Результати досліджень та їх обговорення

Вище зазначено, що основною метою представленої роботи було узагальнення даних щодо вмісту штучних радіонуклідів у вищих водних рослинах і рибах водойм України, які у випадку ядерного інциденту можуть бути використані для оцінки ступеня радіонуклідного забруднення водних екосистем. На перший погляд, для досягнення мети необхідно було

Таблиця 2

Досліджені види риб

№	Назви видів
Мирні види	
1	Плітка звичайна — <i>Rutilus rutilus</i> L.
2	В'язь звичайний — <i>Leuciscus idus</i> L.
3	Краснопірка — <i>Scardinius erythrophthalmus</i> L.
4	Лин озерний — <i>Tinca tinca</i> L.
5	Плоскирка — <i>Blicca bjoerkna</i> L.
6	Лящ звичайний — <i>Abramis brama</i> L.
7	Синець — <i>Abramis ballerus</i> L.
8	Карась сріблястий — <i>Carassius gibelio</i> (Bloch)
9	Короп — <i>Cyprinus carpio</i> L.
10	Товстолоб строкатий — <i>Aristichthys nobilis</i> Richardson
11	Йорж звичайний — <i>Gymnocephalus cernuus</i> L.
Хижі види	
12	Головень — <i>Leuciscus cephalus</i> L.
13	Білізна звичайна — <i>Aspius aspius</i> L.
14	Чехоня — <i>Pelecus cultratus</i> L.
15	Щука — <i>Esox lucius</i> L.
16	Судак звичайний — <i>Stizostedion lucioperca</i> L.
17	Окунь річковий — <i>Perca fluviatilis</i> L.

обрати види-індикатори, які характеризуються максимальними рівнями накопичення радіонуклідів або присутні в усіх водоймах. Проте для водних екосистем, які забруднені радіонуклідами чорнобильського походження, такий вибір виявився проблематичним. Видоспецифічність накопичення радіоактивних елементів вищими водними рослинами та рибами доведена за умов рівноважного надходження радіонуклідів до організму та їхнього виведення [2, 4, 5, 8, 10, 12, 15, 16, 21, 26, 29, 35]. У той же час, якщо об'ємна радіоактивність водних мас зазнає істотних змін, що й відбувається у водоймах ЧЗВ та деяких інших [12, 18], виникають умови для порушення співвідношень рівнів накопичення радіонуклідів різними видами гідробіонтів [5, 11]. Крім того, досліджені водойми характеризуються власними угрупованнями рослин та риб, видовий склад яких відрізняється. З урахуванням вищевикладеного та особливостей накопичення радіонуклідів гідробіонтами, у роботі наведено усереднені рівні питомої активності радіонуклідів у різних екологічних групах рослин (гелофіти та гідатофіти) і риб (мирні та хижі), оскільки представники зазначених груп були відібрані майже в усіх досліджуваних водоймах.

У рослинах водойм ЧЗВ було зареєстровано п'ять штучних радіонуклідів — ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{154}Eu та ^{241}Am . В усіх зразках рослин виявлено ^{90}Sr та ^{137}Cs , а частота реєстрації решти радіонуклідів складала від 5 до 65 % від усієї кількості проб, що були відібрані у кожній водоймі.

Питома активність ^{90}Sr та ^{137}Cs у вищих водних рослинах водойм ЧЗВ зареєстрована у широких межах, та у багатьох водоймах коефіцієнт варіації величин активності перевищував 100 % (табл. 3). Найвища питома активність ^{90}Sr серед представників групи гелофітів відмічена у *Sparganium emersum* з оз. Вершини, ^{137}Cs — у *Iris pseudacorus* та *Phragmites australis* з оз. Глибокого. Серед гідатофітів найвищі рівні вмісту ^{90}Sr зареєстровані у *Ceratophyllum demersum*, ^{137}Cs — у *Potamogeton crispus* з оз. Азбучин. Найменші величини питомої активності радіонуклідів відзначені у вищих водних рослинах р. Прип'яті.

Загалом, середня питома активність ^{90}Sr у гелофітів замкнених водойм ЧЗВ була у 1,4—20 разів меншою, ніж у гідатофітів, ^{137}Cs — у 1,2—14 разів меншою. У гелофітів р. Прип'яті середня питома активність ^{90}Sr була у кілька разів вищою ніж у гідатофітів, ^{137}Cs — у 3,7 разів меншою.

Внесок ^{90}Sr в активність надземних органів гелофітів ВО ЧАЕС становив близько 40 %, інших водойм — 50—90 % (рис. 1). Сумарна активність у гідатофітів р. Прип'яті була сформована ^{90}Sr на 10 %, ВО ЧАЕС — на 25 %, інших досліджених водойм ЧЗВ — на 60—90 %.

Питома активність ^{60}Co та ^{154}Eu була незначною і не відігравала суттєвої ролі у формуванні радіонуклідного забруднення вищих водних рослин. Виключення становив *Ceratophyllum demersum* з Янівського затону, у якому питома активність ^{154}Eu була на 1—2 порядки вищою, ніж в інших водоймах (табл. 4). ^{241}Am був зареєстрований у деяких пробах рослин в усіх, крім р. Прип'ять, водоймах ЧЗВ. У пробі *Ceratophyllum demersum* з Янівського затону з високою активністю ^{154}Eu внесок ^{241}Am до сумарної

активності складав 29 %, у пробах рослин з інших водойм — не перевищував 3 %.

В організмі риб водойм ЧЗВ було зареєстровано два радіонукліди — ^{90}Sr та ^{137}Cs . Найвища питома активність ^{90}Sr серед представників групи мирних риб відмічена у *Scardinius erythrophthalmus* з оз. Вершини, ^{137}Cs — у *Scardinius erythrophthalmus* з озер Вершини та Глибокого. Серед хижих видів найвищі рівні вмісту обох радіонуклідів відмічені в організмі *Perca fluviatilis* та *Esox lucius* з оз. Вершини. Необхідно зазначити, що середні величини питомої активності ^{90}Sr у риб озер Азбучин та Глибокого були у

Таблиця 3

Питома активність ^{90}Sr і ^{137}Cs у вищих водних рослинах водойм ЧЗВ, кБк/кг

Водойми	Види	^{90}Sr	^{137}Cs
Гелофіти			
ВО ЧАЕС	13—16	0,08—2,95 0,65±0,65	0,14—2,58 0,88±0,70
Оз. Азбучин	13—15, 17, 20	118—87,3 40,7±23,0	0,6—15,1 4,7±4,7
Оз. Глибоке	12—15, 21	0,6—64,6 17,6±19,2	0,6—23,2 8,6±8,0
Оз. Далеке	12—15	0,8—13,0 5,1±4,5	0,13—4,64 2,0±2,2
Оз. Вершина	12—14, 16, 17	117—312 107±109	0,3—9,3 4,1±3,0
Янівський затон	14, 15, 17	0,1—2,8 0,93±0,99	0,05—2,3 0,93±0,76
Р. Прип'ять	14, 15, 17, 20	6—310* 119±166	15—52 35±15
Гідатофіти			
ВО ЧАЕС	6	150—10,20 4,20±2,70	120—46,90 12,40±12,60
Оз. Азбучин	1—4, 7, 9	532—419,0 234,3±114,8	4,0—63,4 17,7±15,6
Оз. Глибоке	2, 9	38,1—58,0 46,4±10,4	5,3—14,8 10,7±4,5
Оз. Далеке	2, 9	404—10,1 7,3±4,0	3,9—5,4 4,6±1,0
Янівський затон	2, 9	4,6—46,3 18,6±24,0	0,6—12,1 5,2±6,0
Р. Прип'ять*	1—3, 6	9—23 16±7	38—283 130±107

Примітка. Тут і далі: над рискою — діапазони питомої активності радіонуклідів, під рискою — середні значення; види позначені номерами, які наведені у табл. 1, 2; * питома активність радіонуклідів у рослинах р. Прип'ять наведена у Бк/кг.

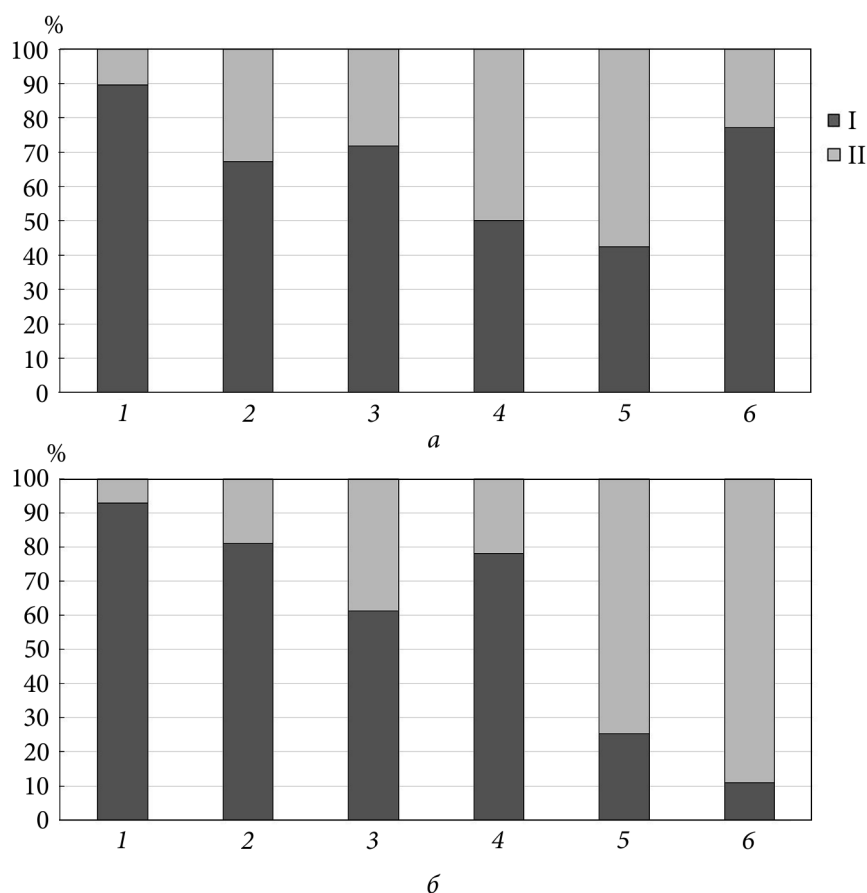


Рис. 1. Внесок радіонуклідів до сумарної активності у гелофітів (а) та гідаатофітів (б) водойм ЧЗВ: I — ^{90}Sr ; II — ^{137}Cs ; 1 — оз. Азбучин; 2 — оз. Глибоке; 3 — оз. Далеке; 4 — Янівський затон; 5 — ВО ЧАЕС; 6 — р. Прип'ять

5—6 разів меншими, ніж у риб оз. Вершини, тоді як середні рівні накопичення ^{137}Cs рибами трьох зазначених озер вірогідно не відрізнялись (табл. 5). Найменші рівні накопичення радіонуклідів спостерігали у хижих видах риб з р. Прип'яті.

Аналіз результатів щодо вмісту радіонуклідів у рибах різного типу живлення показав, що середня питома активність ^{90}Sr в організмі мирних риб досліджених водойм була у 1,2—2,5 разів вищою, ніж у хижих, а вміст ^{137}Cs в організмі хижих видів у 1,5—3 рази перевищував його питому активність у мирних видів.

Внесок ^{90}Sr до сумарної активності мирних риб ВО ЧАЕС становив 38, р. Прип'яті — 42 % (рис. 2). Сумарна активність мирних риб інших досліджених водойм була обумовлена ^{90}Sr на 72—98 %. Сумарна активність хижих риб ВО ЧАЕС, Янівського затону та р. Прип'яті була обумовлена ^{90}Sr на 21—35 %, інших водойм — на 57—93 %.

Загалом можна зазначити, що у кожній з досліджених водойм величини максимальної питомої активності ^{90}Sr та ^{137}Cs у гелофітів і гіда-тофітів перевищували середні для відповідних груп показники у 2—3 рази, а максимальна питома активність ^{90}Sr та ^{137}Cs в організмі мирних і хижих риб замкнених водойм і ^{137}Cs у риб р. Прип'яті у 1,2—3,5 разів перевищувала середні величини. В організмі окремих екземплярів мирних риб р. Прип'яті питома активність ^{90}Sr перевищувала середні величини у 6 разів. При незмінній концентрації радіонуклідів у водних масах коефіцієнт варіації питомої активності риб складає 25—30 %, якщо максимальна величина питомої активності радіонукліда у вибірці перевищує середню більше ніж у 2 рази, можна припустити порушення рівноважної радіоекологічної ситуації у водоймі.

За діапазонами величин питомої активності ^{90}Sr та ^{137}Cs в організмі вищих водних рослин і риб досліджені замкнені водойми ЧЗВ можна розподілити на дві групи: перша — ВО ЧАЕС, Янівський затон та оз. Далеке; друга — озера Глибоке, Азбучин та Вершина, які характеризуються у десятки та сотні разів вищими рівнями радіонуклідного забруднення гідробіонтів, ніж перша група водойм.

Вважаємо за необхідне зазначити, що після припинення постачання води до ВО ЧАЕС у водоймах, які утворились у межах його колишньої акваторії та в оз. Азбучин підвищилась концентрація ^{90}Sr у водних масах [18, 22]. Аналіз моделей накопичення радіонуклідів гідробіонтами показує, що після стабілізації концентрації радіонукліда у водоймі рівноважний стан між його вмістом в організмі та у водних масах настає через 3—5 періодів напіввиведення [11, 17]. Таким чином можна очікувати, що вміст ^{90}Sr у рибках зазначених водойм буде збільшуватися ще кілька років після стабілізації об'ємної активності ^{90}Sr .

Поза межами ЧЗВ дослідження виконували на акваторіях водойм, які зазнали інтенсивного забруднення радіонуклідами чорнобильського походження. Екосистеми Київського та Канівського водосховищ перебувають під впливом хронічного надходження радіоактивних ізотопів з водами річок Прип'ять та Дніпро. До інших досліджених водойм, які розта-

Таблиця 4

Діапазони питомої активності ^{60}Co , ^{154}Eu та ^{241}Am у вищих водних рослинах водойм ЧЗВ, Бк/кг

Водойми	^{60}Co	^{154}Eu	^{241}Am
ВО ЧАЕС	1—47	3—48	23—980
Оз. Азбучин	1—34	2—108	3—2271
Оз. Глибоке	—	+	19—1460
Оз. Далеке	—	—	145
Оз. Вершина	—	+	9—1922
Янівський затон	+	3200	203—24 290

П р и м і т к а. * Радіонуклід зареєстрований без визначення питомої активності.

шовані вздовж західного сліду Чорнобильського викиду, радіонукліди продовжують надходити внаслідок змиву з площі водозбору. Щільність радіонуклідного забруднення водозбору Повчанського водосховища та оз. Лісового досягала 1850 кБк/м², озер Біле, Луки, Кар'єр та ставку комплексного призначення Земснаряд становила 100—185, р. Ірша та ставку комплексного призначення Вовчків — 20—40 кБк/м² [1]. На період досліджень у гідробіонтах зазначених водойм було зареєстровано два радіонукліди техногенного походження — ⁹⁰Sr та ¹³⁷Cs.

Таблиця 5

Питома активність радіонуклідів у рибах водойм ЧЗВ, Бк/кг

Водойми	Види	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs
Мирні риби			
ВО ЧАЕС	1, 3, 5, 6, 8—11	192–1390 485±67	232–1521 778±101
Оз. Азбучин	4, 8	12 059–49 804 25 420±6827	74–3884 1819±731
Оз. Глибоке	1, 3, 4, 8	6272–21 025 18 020±2567	1076–5015 2168±694
Оз. Далеке	3	4622–8574 6160±1304	594–884 720±108
Оз. Вершина	3, 8	71 607–213 300 127 848±32 423	984–5238 2817±1084
Янівський затон	1, 3, 6, 7	970–2630 1595±365	284–2227 617±152
Р. Прип'ять	1, 5, 7	35–624 105±229	9,7–468 145±159
Хижі риби			
ВО ЧАЕС	12, 16, 17	187–736 370±120	103–3223 1398±400
Оз. Азбучин	15, 17	9229–30 137 21847±5224	2668–4209 3429±591
Оз. Глибоке	15, 17	7240–11 000 8684±1248	2607–5472 3248±532
Оз. Далеке	17	1723–3037 2541±491	1615–2406 1914±484
Оз. Вершина	17	36 406–80 915 54 791±11538	1471–6237 4308±1137
Янівський затон	12, 15, 16, 17	500–1160 784±176	689–2313 1381±354
Р. Прип'ять	16, 17	5–33 15±7	10–54 40±15

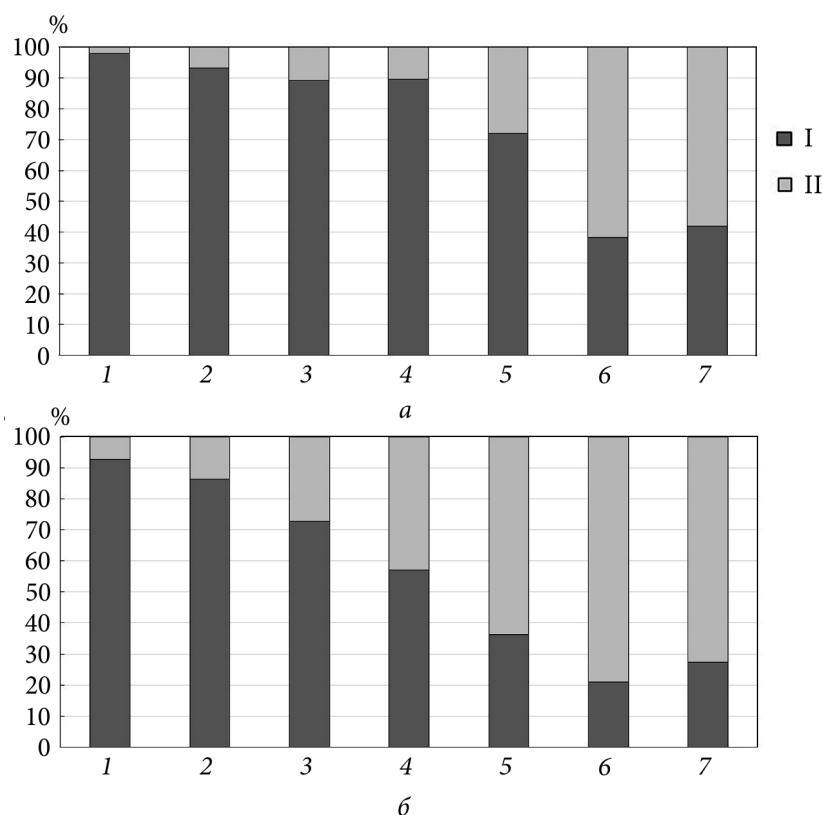


Рис. 2. Внесок радіонуклідів до сумарної активності у мирних (а) та хижих (б) риб водойм ЧЗВ: I — ^{90}Sr ; II — ^{137}Cs ; 1 — оз. Вершина; 2 — оз. Азбучин; 3 — оз. Глибоке; 4 — оз. Далеке; 5 — Янівський затон; 6 — ВО ЧАЕС; 7 — р. Прип'ять

Так само, як і у водоймах ЧЗВ, питома активність ^{90}Sr та ^{137}Cs у гелофітів та гідатофітів зареєстрована в широких межах, і коефіцієнт варіації величин активності радіонуклідів у рослин, що належали до однієї екологічної групи, інколи перевищував 100 % (табл. 6).

Найвища питома активність ^{90}Sr зареєстрована у рослин з оз. Лісового: серед гелофітів — у *Typha latifolia*, серед гідатофітів — у *Potamogeton gramineus*, що, відповідно [1], пояснюється більшою, ніж інших водойм, щільністю забруднення ^{90}Sr площі водозбору озера. Питома активність ^{90}Sr у гелофітів інших досліджених водойм була приблизно у 8, у гідатофітів більшості водойм — у 4—6 разів меншою, ніж в оз. Лісове. У більшості водойм питома активність ^{90}Sr у гідатофітів була у 3—5 разів вищою, ніж у гелофітів.

Найвища питома активність ^{137}Cs зареєстрована у рослин з оз. Лісового: серед гелофітів — у *Scirpus lacustris*, серед гідатофітів — у *Utricularia vulgaris*. Загалом можна відзначити, що за умов однакової щільності забруднення площі водозбору рослини замкнених водойм характеризувалися більшою, ніж у проточних водоймах, питомою активністю ^{137}Cs . Так,

Таблиця 6

Питома активність радіонуклідів у вищих водних рослинах водойм поза межами ЧЗВ, Бк/кг

Водойми	Види	^{90}Sr	^{137}Cs
Гелофіти			
Київське водосховище	12—15, 17	$\frac{2,4-26,4}{9,4\pm 6,8}$	$\frac{2,5-166}{27,3\pm 41,8}$
Канівське водосховище	12—17	<20*	$\frac{7,2-21,1}{12,0\pm 6,1}$
Повчанське водосховище	12—17, 20	$\frac{8-11}{10,1\pm 1,4}$	$\frac{13,7-102}{55,6\pm 35,2}$
Р. Ірша	14, 15, 18, 20	<60	$\frac{4,7-25,1}{13,8\pm 10,4}$
Оз. Лісове	13, 14, 16, 19, 22	$\frac{12-181}{85\pm 60}$	$\frac{50-16\,920}{3770\pm 4575}$
Оз. Біле	13—15, 20	$\frac{7,7-17,0}{11,9\pm 4,2}$	$\frac{33,2-203,7}{101,6\pm 65,7}$
Оз. Луки	14	$\frac{9,1-11,0}{10,0\pm 1,0}$	$\frac{222-321}{270\pm 45}$
Оз. Кар'єр	15	<20	$\frac{373-515}{447\pm 71}$
Ставок Земснаряд	14, 15	<13	$\frac{8,7-64,9}{36,8\pm 33,0}$
Гідатофіти			
Київське водосховище	3, 6, 9, 10	$\frac{13,4-77,3}{39,3\pm 21,1}$	$\frac{12,4-70,6}{42,1\pm 19,7}$
Канівське водосховище	1, 3, 6, 7, 9, 10	$\frac{23-49}{36,3\pm 13,0}$	$\frac{29,8-139,0}{73,2\pm 46,2}$
Повчанське водосховище	2, 5, 10	$\frac{23,4-69,0}{46,2\pm 32,2}$	$\frac{67-142}{108\pm 38}$
Р. Ірша	7	$\frac{37-69}{53\pm 15}$	$\frac{9-25}{17\pm 5,9}$
Оз. Лісове	5, 6, 11	$\frac{237-279}{257\pm 21}$	$\frac{465-6417}{2773\pm 2052}$
Оз. Біле	2, 3, 6, 7, 9	$\frac{20-135}{63,5\pm 45,0}$	$\frac{240-639}{346\pm 146}$
Оз. Луки	2, 6	$\frac{10,7-11,7}{11,1\pm 0,5}$	$\frac{116-1066}{591\pm 550}$
Оз. Кар'єр	6	$\frac{18-52}{36\pm 15}$	$\frac{74-103}{88\pm 15}$
Ставок Земснаряд	3	$\frac{34-84}{58\pm 18}$	$\frac{6,1-15,1}{11,5\pm 3,5}$

П р и м і т к а. * Величина питомої активності менша за мінімально детектовану.

у проточному Повчанському водосховищі середні рівні його накопичення рослинами були у десятки разів меншими, ніж у оз. Лісового, тоді як щільність забруднення площі водозбору обох водойм приблизно однакова. Ще одним доказом істотного впливу гідрологічних процесів на величини питомої активності ^{137}Cs у гідробіонтів може слугувати аналіз особливостей його накопичення рослинами водойм у м. Ірпінь — проточного ставку, який утворений у руслі р. Буча, та замкненого оз. Кар'єр. Зазначені водойми розташовані на територіях зі щільністю забруднення 185 кБк/м^2 і розділені дамбою. При цьому в озері середня питома активність ^{137}Cs у гелофітів та гідатофітів була приблизно у 10 разів вищою, ніж у представників відповідних груп на акваторії ставку. Крім того, можна відзначити високі рівні вмісту ^{137}Cs у гідатофітів озер Білого та Луки. Щільність забруднення площі водозбору зазначених водойм також становить близько 185 кБк/м^2 , а питома активність ^{137}Cs в гідатофітів була у 4—7 разів вищою, ніж у рослин відповідної групи оз. Кар'єр. Крім уповільненого водообміну, зазначена особливість може бути обумовлена підвищеною міграційною здатністю ^{137}Cs у ґрунтах Рівненської області [1].

У водоймах поза межами ЧЗВ спостерігали пряму залежність між величинами питомої активності ^{137}Cs у вищих водних рослин та його внеску до загальної активності. Сумарна активність у гелофітів в основному була сформована ^{137}Cs (рис. 3). Внесок ^{137}Cs до їхньої сумарної активності становив 90—98 % в озерах та від 73 до 85 % — у проточних водоймах. Внесок ^{137}Cs до сумарної активності у гідатофітів становив 71—98 % в озерах і 16—70 % — у проточних водоймах.

Було з'ясовано, що у деяких водоймах варіація питомої активності в окремії екологічній групі визначається одним видом. Так, у групі гелофітів ВО ЧАЕС та Київського водосховища варіація питомої активності ^{137}Cs визначалася *Typha angustifolia*, озер Азбучин та Лісового — *Scirpus lacustris*; у групі гідатофітів Київського водосховища та оз. Азбучин — *Ceratophyllum demersum*, оз. Білого — *Elodea canadensis*. Подібна тенденція була визначена і для варіації питомої активності ^{90}Sr .

Щодо формування радіонуклідного забруднення риб, то у водоймах поза межами ЧЗВ можна відмітити такі самі основні закономірності, які притаманні рослинам. Найвища питома активність ^{90}Sr зареєстрована у рибах з оз. Лісового (табл. 7). У зазначеному озері виявлено два види риб — *Phoxinus phoxinus* та *Carassius gibelio*, а питому активність радіонуклідів визначали тільки в організмі *Carassius gibelio*. У рибах мирних видів інших досліджених водойм вміст ^{90}Sr не перевищував 11,3, хижих — 3 Бк/кг, при цьому питома активність радіонукліда у рибах мирних видів перевищувала його вміст в хижих у 1,2—3 рази.

Серед мирних риб найвища питома активність ^{137}Cs зареєстрована в організмі *Carassius gibelio* з оз. Лісового, а діапазон активності радіонукліда у вибірці риб не відрізнявся від діапазонів, які були характерні для мирних риб ВО ЧАЕС та оз. Далекого. Відносно високі рівні вмісту ^{137}Cs , які у середньому майже досягали величин діючих допустимих рівнів (ДР-2006) [7], зареєстровані в організмі мирних риб оз. Білого. У мирних

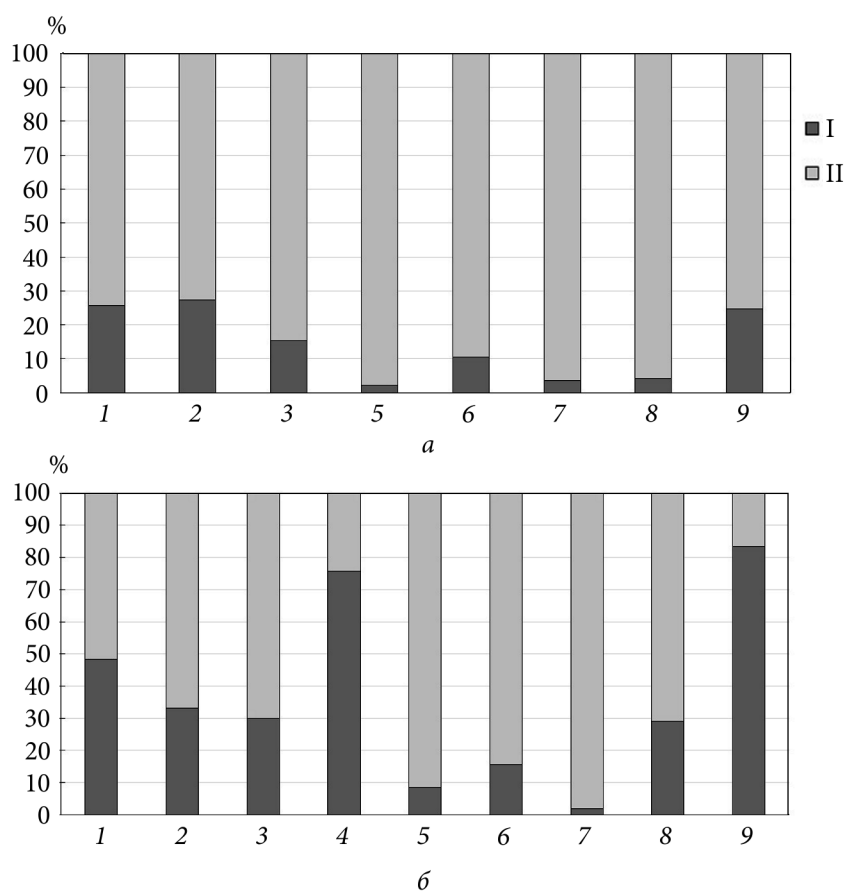


Рис. 3. Внесок радіонуклідів до сумарної активності у гелофітів (а) та гідатофітів (б) водойм поза межами ЧЗВ: I — ^{90}Sr ; II — ^{137}Cs ; 1 — Київське водосховище; 2 — Канівське водосховище; 3 — Повчанське водосховище; 4 — р. Ірша; 5 — оз. Лісове; 6 — оз. Біле; 7 — оз. Луки; 8 — оз. Кар'єр; 9 — ставок Земснаряд

риб Київського водосховища відмічений значний діапазон величин питомої активності ^{137}Cs , а величина верхньої межі перевищувала відповідні значення попередніх років [12, 33] у кілька разів.

У хижих риб з оз. Білого та окремих екземплярів представників цієї групи з Повчанського водосховища питома активність ^{137}Cs перевищувала ДР-2006. У хижих видів риб з інших досліджених водойм питома активність ^{137}Cs зареєстрована у діапазоні величин від 2,2 до 26, у середньому 10—15 Бк/кг.

Радіонуклідне забруднення риб у водоймах поза межами ЧЗВ в основному було сформовано ^{137}Cs , внесок якого до сумарної активності у мирних риб досліджених озер становив 91—98 %, інших водойм — 75—93 %. І лише у мирних риб із ставка Земснаряд, де питома активність ^{137}Cs у представників зазначеної групи була найменшою, його внесок до сумар-

ної активності складав 40 % (рис. 4). Сумарна активність у хижих риб водойм поза межами ЧЗВ на 75—99 % була сформована ^{137}Cs .

Таблиця 7

Питома активність радіонуклідів у рибах водойм поза межами ЧЗВ, Бк/кг

Водойми	Види	^{90}Sr	^{137}Cs
Мирні види			
Київське водосховище	1—5, 7, 8, 11	$2,7-11,3$ $6,6\pm 2,4$	$1,7-124,0$ $27,4\pm 36,4$
Канівське водосховище	1, 3, 5, 6	$0,4-1,2$ $0,7\pm 0,3$	$2,4-4,0$ $3,2\pm 0,7$
Повчанське водосховище	1, 4	$2,4-6,8$ $4,8\pm 1,6$	$44,0-73,0$ 61 ± 11
Р. Ірша	1	$2,8-3,7$ $3,3\pm 0,5$	$6,0-12,0$ $11,0\pm 4,6$
Оз. Лісове	8	$5,6-23,0$ $14,3\pm 12,0$	$278-1399$ 713 ± 289
Оз. Біле	1, 4	$5,5-7,5$ $6,7\pm 0,8$	$123-168$ 145 ± 22
Оз. Кар'єр	1, 8	$1,5-5,4$ $2,9\pm 1,8$	$12-38$ $27,8\pm 11,7$
Ставок Земснаряд	5	$2,2-3,8$ $2,9\pm 0,6$	$0,7-3,0$ $1,8\pm 1,0$
Ставок Вовчків	1, 8	$3,4-3,8$ $3,6\pm 0,1$	$9,0-13,0$ $10,8\pm 0,9$
Хижі види			
Київське водосховище	13—17	$2,0-2,2$ $2,1\pm 0,1$	$2,2-21,0$ $12,2\pm 6,5$
Канівське водосховище	13—16	$0,2-0,77$ $0,44\pm 0,3$	$7,8-13,2$ $9,5\pm 1,8$
Повчанське водосховище	17	$1,9-2,9$ $2,4\pm 0,7$	$142-154$ 148 ± 9
Р. Ірша	17	$1,6-1,9$ $1,8\pm 0,2$	$21-26$ $23,5\pm 3,5$
Оз. Біле	15, 17	$2,8-3,0$ $2,9\pm 0,1$	$285-314$ 300 ± 20
Оз. Кар'єр	17	$1,8-2,0$ $1,9\pm 0,1$	$10,0-12,0$ $11,0\pm 1,4$
Ставок Земснаряд	17	$0,9-1,3$ $1,1\pm 0,3$	$2,8-2,9$ $2,85\pm 0,1$
Ставок Вовчків	17	$1,1-1,3$ $1,2\pm 0,1$	$12,9-15,8$ $14,2\pm 1,3$

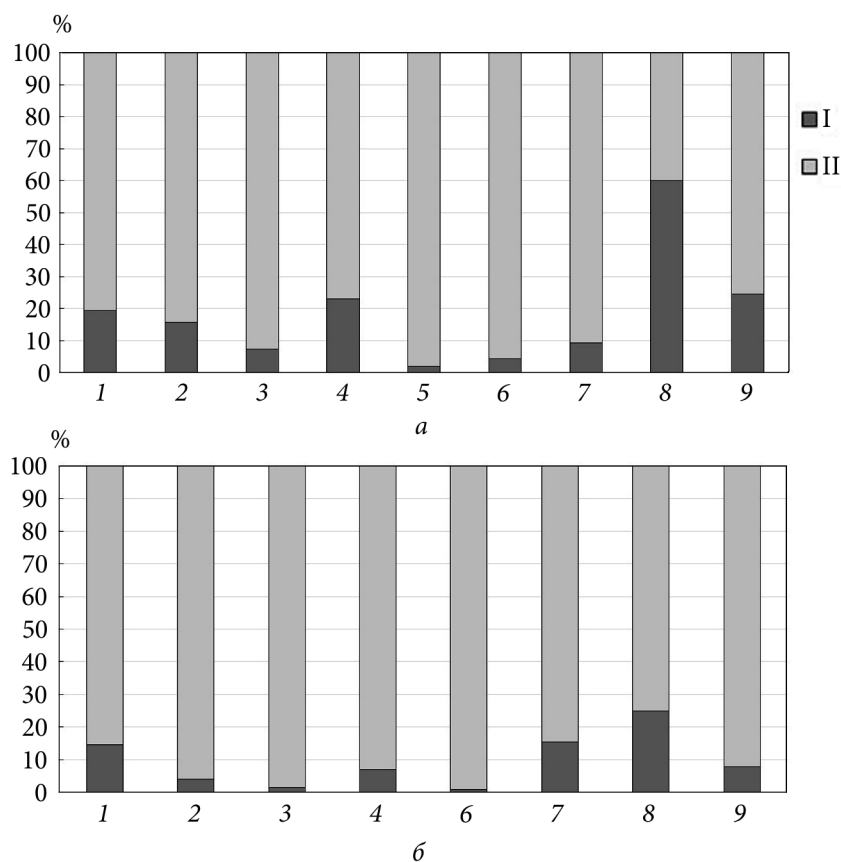


Рис. 4. Внесок радіонуклідів до сумарної активності у мирних (а) та хижих (б) риб водойм поза межами ЧЗВ: I — ^{90}Sr ; II — ^{137}Cs ; 1 — Київське водосховище; 2 — Канівське водосховище; 3 — Повчанське водосховище; 4 — р. Ірша; 5 — оз. Лісове; 6 — оз. Біле; 7 — оз. Кар'єр; 8 — ставок Земснаряд; 9 — ставок Вовчків

Висновки

У 2020—2021 рр. питома активність ^{90}Sr у вищих водних рослин ВО ЧАЕС досягала 10 кБк/кг (*Myriophyllum spicatum*), оз. Далекого — 13 (*Sparganium emersum*), Янівського затону — 46 (*Ceratophyllum demersum*), оз. Глибокого — 64 (*Iris pseudacorus*), оз. Вершини — 312 (*Sparganium emersum*) та оз. Азбучин — 419 (*Potamogeton crispus*); ^{137}Cs — 47 (*Myriophyllum spicatum*), 5,4 (*Ceratophyllum demersum*), 12,1 (*Ceratophyllum demersum*), 23,2 (*Iris pseudacorus*), 9,3 (*Sparganium emersum*) та 63,4 кБк/кг (*Ceratophyllum demersum*), відповідно.

Питома активність ^{90}Sr у риб ВО ЧАЕС досягала 1,4 кБк/кг (*Carassius gibelio*), оз. Далекого — 8,6 (*Scardinius erythrophthalmus*), Янівського затону — 2,6 (*Scardinius erythrophthalmus*), оз. Глибокого — 21 (*Scardinius erythrophthalmus*), оз. Вершини — 213 (*Scardinius erythrophthalmus*) та оз. Азбучин — 49,8 (*Carassius gibelio*); ^{137}Cs — 3,2 (*Perca fluviatilis*), 2,4 (*Perca flu-*

viatilis), 2,3 (*Perca fluviatilis*), 5,4 (*Perca fluviatilis*), 6,2 (*Esox lucius*) та 4,2 (*Esox lucius*) кБк/кг, відповідно.

У водоймах ЧЗВ величини максимальної питомої активності ^{90}Sr та ^{137}Cs у гелофітів і гідатофітів перевищували середні для відповідних груп показники у 2—3 рази. Максимальна питома активність ^{90}Sr та ^{137}Cs в організмі мирних і хижих риб замкнених водойм і ^{137}Cs у риб р. Прип'яті у 1,2—3,5 рази перевищувала середні величини. В організмі окремих екземплярів мирних риб р. Прип'ять питома активність ^{90}Sr перевищувала середні величини у 6 разів.

Можна очікувати, що вміст ^{90}Sr у риб оз. Азбучин та залишкових водойм, які утворились на колишній акваторії ВО ЧАЕС, буде збільшуватись упродовж наступних кількох років.

Сумарна активність у рослин та риб озер ЧЗВ переважно сформована ^{90}Sr . У залишкових водоймах колишньої акваторії ВО ЧАЕС та р. Прип'яті сумарна активність у гелофітів та мирних риб сформована ^{90}Sr та ^{137}Cs приблизно у рівному ступені, у гідатофітів та хижих риб — в основному ^{137}Cs .

В 2020—2021 рр. у більшості досліджених водойм, що розташовані поза межами ЧЗВ, рівні накопичення ^{90}Sr у гелофітів вірогідно не відрізнялись і становили близько 10 Бк/кг. У гелофітів оз. Лісового питома активність ^{90}Sr досягала 181 Бк/кг (*Sium latifolium*). У більшості водойм питома активність ^{90}Sr у гідатофітів була у 3—5 разів вищою, ніж у гелофітів.

Максимальна питома активність ^{137}Cs у гелофітів Канівського водосховища та р. Ірша не перевищувала 30 Бк/кг, оз. Лісового — досягала 16920 Бк/кг (*Scirpus lacustris*), інших водойм поза межами ЧЗВ — 65—515 Бк/кг. Максимальна питома активність ^{137}Cs у гідатофітів озер Білого, Луки та Лісового становила 639 Бк/кг (*Elodea canadensis*), 1066 (*Potamogeton lucens*) та 6417 Бк/кг (*Utricularia vulgaris*), відповідно, а інших досліджених водойм поза межами ЧЗВ — не перевищувала 150 Бк/кг.

У водоймах поза межами ЧЗВ спостерігали пряму залежність між величинами питомої активності ^{137}Cs у вищих водних рослин та його внеску до загальної активності. Внесок ^{137}Cs до сумарної активності гелофітів становив 90—98 % в озерах та 73—85 % у проточних водоймах, гідатофітів — відповідно 71—98 та 16—70 %.

Аналіз рівнів радіонуклідного забруднення представників іхтіофауни водойм поза межами ЧЗВ показав, що питома активність ^{90}Sr в організмі риб оз. Лісового досягала 23 Бк/кг (*Carassius gibelio*), інших водойм — не перевищувала 11,3 Бк/кг. Максимальна активність ^{137}Cs у рибах озер Лісового та Білого становила відповідно 1400 (*Carassius gibelio*) та 314 Бк/кг (*Esox lucius*), Повчанського та Київського водосховищ — відповідно 154 (*Esox lucius*) та 124 Бк/кг (*Blicca bjoerkna*), інших досліджених водойм — не перевищувала 38 Бк/кг.

Радіонуклідне забруднення риб у водоймах поза межами ЧЗВ в основному було сформовано ^{137}Cs , внесок якого до сумарної активності мирних риб досліджених озер становив 91—98 %, інших водойм — 75—

93 %. І лише у мирних риб із ставка Земснаряд, де зареєстрована найменша питома активність ^{137}Cs у мирних риб, його внесок до сумарної активності складав 40 %. Сумарна активність у хижих риб на 75—99 % була сформована ^{137}Cs .

Список використаної літератури

1. 25 років Чорнобильської катастрофи. Безпека майбутнього: Нац. доповідь України. Київ : КІМ, 2011. 356 с.
2. Антоненко Т.М. Радиоэкологическое исследование накопления, распределения и миграции цезия-137 в водоемах степной зоны Украины : автореф. дис. ... канд. биол. наук. Севастополь, 1978. 28 с.
3. Винцукевич Н.В., Томилин Ю.А. Распределение радионуклидов в водной экосистеме (пруд-охладитель АЭС — река — морской лиман). *Экология*. 1987. № 6. С. 71—74.
4. Волкова Е.Н., Беляев 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.
5. Волкова О.М. Техногенні радіонукліди у гідробіонтах водойм різного типу: автореф. дис. ... докт. биол. наук. Київ, 2008. 34 с.
6. Волкова О.М., Беляев В.В., Пархоменко О.О., Пришляк С.П. Параметри розподілу радіонуклідів у водоймах різного трофічного статусу. Природа Західного Полісся та прилеглих територій: зб. наук. пр. Луцьк: Східноєвроп. нац. ун-т ім. Лесі Українки, 2014. № 11. С. 127—132.
7. Державні гігієнічні нормативи. Допустимі рівні вмісту радіонуклідів ^{137}Cs і ^{90}Sr у продуктах харчування та питній воді. (ДР-2006). Київ, 2006. 13 с.
8. Зарубин О.Л., Зарубина Н.Е., Гудков Д.И. и др. Удельная активность ^{137}Cs у рыб Украины. Современное состояние. *Ядерная физика та енергетика*. 2013. Т. 14, № 2. С. 177—182.
9. Кленус В.Г., Матвієнко Л.П., Каглян О.Є. Розподіл радіонуклідів за основними компонентами екосистем деяких водойм лівобережної заплави річки Прип'яті. *Доп. НАН України*. 1994. № 1. С. 118—120.
10. Кленус В.Г., Насвит О.И. Радиоэкологический мониторинг гидробионтов на полигонах Киевского и Каневского водохранилищ. Радиогеоэкология водных объектов зоны влияния аварии на Чернобыльской АЭС. Киев: Чернобыльинтеринформ, 1997. С. 242—244.
11. Крышев А.И. Динамическое моделирование переноса радионуклидов в гидробиоценозах и оценка последствий радиоактивного загрязнения для биоты и человека: автореф. дис. ... докт. биол. наук. Обнинск, 2008. 50 с.
12. Кузьменко М.І., Гудков Д.І., Кіреєв С.І. та ін. Техногенні радіонукліди у прісноводних екосистемах. Київ: Наук. думка, 2010. 262 с.
13. Методи гідроecологічних досліджень поверхневих вод / за ред. В. Д. Романенка. НАН України. Ін-т гідробіології. Київ : ЛОГОС, 2006. 408 с.
14. Радиогеоэкология водных объектов зоны влияния аварии на Чернобыльской АЭС/ Под общ. ред. О.В. Войцеховича. Киев : Чернобыльинтеринформ, 1997. Т. 1. 308 с.
15. Романенко В.Д., Кузьменко М.И., Евтушенко Н.Ю. и др. Радиоактивное и химическое загрязнение Днепра и его водохранилищ после аварии на Чернобыльской АЭС. Киев : Наук. думка, 1992. 194 с.
16. Рябов И.Н. Радиоэкология рыб водоемов в зоне влияния аварии на Чернобыльской АЭС. Москва : Тов-во науч. изд. КМК, 2004. 416 с.
17. Beliayev V.V., Volkova Ye.N. Mechanisms of forming of seasonal variations of ^{90}Sr and ^{137}Cs content in the freshwater fishes . *Hydrobiol. J.* 2013. Vol. 49. N 5. P. 81—89.
18. Bezhenar R., Zheleznyak M., Kanivets V. et al. Modelling of the fate of ^{137}Cs and ^{90}Sr in the Chornobyl nuclear power plant cooling pond before and after the water level drawdown. *Water*. 2023. Vol. 15, N 8. 1504.

19. Ganzha Ch., Gudkov D., Ganzha D. et al. Physicochemical forms of ^{90}Sr and ^{137}Cs in components of Glyboke Lake ecosystem in the Chernobyl exclusion zone. *J. Environ. Radioact.* 2014. Vol. 127. P. 176—181.
20. 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.
21. Gudkov D.I., Derevets V.V., Kuz'menko M.I., Nazarov A.B. Isotopes ^{90}Sr and ^{137}Cs in higher aquatic plants of the Chernobyl NPP exclusion zone. *Radiatsionnaya Biologiya. Radioekologiya.* 2001. Vol. 41, N 2. P. 232—238.
22. 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.
23. Gudkov D.I., Kaglian A.E., Kireev, S.I. et al. The main radionuclides and dose formation in fish of the Chernobyl NPP exclusion zone. *Radiatsionnaya biologiya, radioecologiya.* 2008. Vol. 48, N 1. P. 48—58.
24. Gudkov D.I., Kaglyan A.Ye., Nazarov A.B. et al. Dynamics of the content and distribution of the main dose forming radionuclides in fishes of the exclusion zone of the Chernobyl NPS. *Hydrobiol. J.* 2008. Vol. 44, N 5. P. 87—104.
25. 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.* 2007. P. 265—285.
26. Gudkov D.I., Zub L.N., Savitskiy 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.
27. Kaglyan O.Ye., Gudkov D.I., Belyaev V.V. et al. Changes in radiation exposure rate of fish of the cooling pond of the Chernobyl NPS and Lake Azbuchyn after water level lowering. *Hydrobiol. J.* 2023. Vol. 59, N 2. P. 96—109.
28. Kaglyan A.Ye., Gudkov D.I., Kireev S.I. et al. Dynamics of specific activity of ^{90}Sr and ^{137}Cs in representatives of ichthyofauna of Chernobyl exclusion zone. *Nuclear Physics and Atomic Energy.* 2021. Vol. 22, N 1. P. 62—73.
29. Kaglyan A.Ye., Gudkov D.I., Kireyev S.I. et al. Fish of the Chernobyl exclusion zone: Modern levels of radionuclide contamination and radiation doses. *Hydrobiol. J.* 2019. Vol. 55, N 5. P. 86—104.
30. Kaglyan O.Ye., Gudkov D.I., Klenus V.G. et al. Strontium-90 in fish from the lakes of the Chernobyl Exclusion Zone. *Radioprotection.* 2009. Vol. 44, N 5. C. 945—949.
31. Shirokaya Z.O., Klenus V.G., Gudkov D.I. et al. Content of ^{90}Sr and ^{137}Cs in higher aquatic plants of the Kiev reservoir. *Hydrobiol. J.* 2010. Vol. 46, N 2. P. 75—84.
32. Volkova Ye.N., Belyaev V.V., Gudkov D.I. et al. ^{137}Cs in higher aquatic plants and fish of water bodies of Ukraine. *Ibid.* 2019. Vol. 55, N 3. P. 86—94.
33. Volkova O., Belyaev V., Pryshlyak S., Skyba V. Parameters of ^{137}Cs specific activity changes in the fish from the Kiev water reservoir. International conference on radiation in various fields of research (rad 2021) 14—18.06.2021 <https://doi.org/10.21175/rad.abstr.book.2021.34.2>
34. Zarubin O.L., Kostyuk V.A., Zalisskiy A.A. et al. Dynamics of ^{137}Cs distribution over the organs and tissues of fishes of various ecological groups in the cooling pond of the Chernobyl nuclear power station. *Hydrobiol. J.* 2012 Vol. 48, N 3. P. 99—105.
35. Zarubin O.L., Laktionov V.A., Moshna B.O. et al. Technogenic radionuclides in freshwater fishes of Ukraine after the accident at the Chernobyl nuclear power plant. *Nuclear Physics and Atomic Energy.* 2011. Vol. 12, N 2. P. 192—197.
36. Zarubin O.L., Zarubina N.Ye., Zalisskiy A.A. et al. Dynamics of ^{137}Cs specific activity in fishes differing in the type of their nutrition in the cooling pond of the Chernobyl NPS (1986-2013). *Hydrobiol. J.* 2014. Vol. 50, N 3. P. 95—106.

Надійшла 7.07.2023

O.M. Volkova, Dr. Sci. (Biol.), Senior Researcher, Leading Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine

V.V. Belyaev, PhD (Biol.), Senior Researcher, Senior Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: belyaev-vv@ukr.net

S.P. Pryshlyak, PhD (Biol.), Junior Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine

D.I. Gudkov, Dr. Sci. (Biol.), Prof., Corresponding Member of the NAS of Ukraine,
Head of Department,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: digudkov@gmail.com
ORCID 0000-0002-5304-7414

O.Ye. Kaglyan, PhD (Biol.), Senior Researcher, Senior Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine

V.V. Skyba, PhD (Agricult.), Assoc. Prof.,
Bila Tserkva National Agrarian University,
8/1 Soborna Square, Bila Tserkva, Kyiv region, 09100, Ukraine
e-mail: v.skyba@btsau.edu.ua

TECHNOGENIC RADIONUCLIDES IN THE HYDROBIONTS OF THE NORTHERN UKRAINE WATERS BODIES

The peculiarities of accumulation of artificial radionuclides by higher aquatic plants and fish of water bodies of the Chernobyl exclusion zone and the territories of the western and southern traces of the Chernobyl accident release were analyzed and compared. In 2020–2021, the activity concentration of ^{90}Sr in higher aquatic plants of the cooling pond of the Chernobyl Nuclear Power Station, Lake Daleke, and the Yanivsky backwater accounted for 10–46 kBq/kg, ^{137}Cs – 5.4–47.0 kBq/kg, whereas in the Azbuchyn, Vershyna, and Glyboke lakes – respectively 64–419 and 9.3–63.4 kBq/kg. The activity concentration of ^{90}Sr in fish of the cooling pond of the Chernobyl NPS, Lake Daleke, and the Yanivsky backwater was 1.4–8.6 kBq/kg and ^{137}Cs – 2.3–3.2 kBq/kg, whereas in the Azbuchyn, Vershyna, and Glyboke lakes – respectively 21–213 and 4.2–6.2 kBq/kg. In 2020–2021 in many studied water bodies located outside the Chernobyl exclusion zone, the levels of ^{90}Sr accumulation in helophytes did not differ reliably and accounted for about 10 Bq/kg. In the helophytes of Lake Lisove, the activity concentration of ^{90}Sr attained 181 Bq/kg. The maximum activity concentration of ^{137}Cs in the helophytes of the Kaniv Reservoir and the Irsha River was not more than 30 Bq/kg and in Lake Lisove it accounted for 16 920 Bq/kg, whereas in other water bodies located outside the Chernobyl exclusion zone – 65–515 Bq/kg. The maximum activity concentration of ^{137}Cs in the hydatophytes of the Bile, Luky, and Lisove lakes accounted for respectively 639, 1066, and 6417 Bq/kg, whereas in other water bodies it was not more than 150 Bq/kg. The activity concentration of ^{90}Sr in fish of Lake Lisove attained 23 Bq/kg, whereas in other water bodies it was not more than 11.3 Bq/kg. The maximum activity concentration of ^{137}Cs in the fish of Lake Lisove and Lake Bile accounted for respectively 1400 and 314 Bq/kg, in the Povchanske and Kyiv reservoirs – 154 and 124 Bq/kg, whereas in other water bodies it was not more than 38 Bq/kg.

Keywords: the accident at the Chernobyl NPP, radionuclide contamination, water bodies, higher aquatic plants, fish, ^{137}Cs , ^{90}Sr .

ПОКАЖЧИК СТАТЕЙ, ОПУБЛІКОВАНИХ У «ГІДРОБІОЛОГІЧНОМУ ЖУРНАЛІ» У 2023 р.

№ С.

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	1	3
Козир М.С., Губарь Л.М. Біотопи ботанічної пам'ятки природи загальнодержавного значення «Романівське болото»	1	27
С.О. Афанасьєв. Вплив війни на гідроекосистеми України, підсумки першого року повномасштабного вторгнення Росії (огляд)	2	3
Ю.В. Плігін, Н.І. Железняк. Кумові ракоподібні (Crustacea, Cumacea) у Дніпрі та його водосховищах: видовий склад, інвазії, екологія	2	20
Шихалєєва Г.М., Еннан А.А.-А., Царенко П.М., Кірюшкіна Г.М. Аналіз впливу абіотичних чинників на розвиток мікрowodоростей у гіпергалінному Куяльницькому лимані (Україна, Північно-Західне Причорномор'я)	3	3
Козир М.С., Гончаренко І.В., Губарь Л.М., Тertiшний А.П. Рослинність ботанічної пам'ятки природи загальнодержавного значення «Романівське болото» (Київ, Україна)	3	16
Шевченко Т.Ф., Ключенко П.Д., Харченко Г.В., Горбунова З.Н. Структура угруповань водоростей епіфітону у водоймах із різним ступенем забруднення	3	40
Ляшенко А.В., Зоріна-Сахарова К.Є. Угрупування донних безхребетних Кілійської дельти Дунаю	4	3
Гіанг Нгуен Данг, Хоа Тан Ха, Туан Ван Ву. Деякі законодавчі суперечності у практиці справедливого і сталого використання трансдонних водних ресурсів	4	20
Триліс В.В., Чумак В.О. Вплив природного шкідника на розвиток інвазійного виду <i>Pistia stratiotes</i> L. у водоймах околиць Києва	4	40
Щербак В.І., Семенюк Н.Є., Майстрова Н.В. Характеристика <i>Cyanobacteria</i> на різних етапах існування Київського водосховища	5	3
Середа Т.М., Мантурова О.В., Усов О.Є. Особливості формування фітопланктону і мікрофітобентосу в руслових екотонах річки Горині	5	28
Протасов О.О., Новосьолова Т.М., Громова Ю.Ф. Екологічний континуум та дисконтинуум в системі річка — водойма-охолоджувач АЕС	6	3
Плігін Ю.В., Железняк Н.І. Поширення понто-каспійських макробезхребетних по європейських інвазійних коридорах: передумови, наслідки, перспективи	6	25

Рибогосподарська гідробіологія і іхтіологія

- Ткаченко П.В. Адаптації біологічних циклів у риб Тендрівської, Ягорлицької заток та прилеглих до них акваторій Чорного моря до зміни умов зовнішнього середовища, пов'язаних зі змінами клімату останніх років 3 62
- Гулак Б.С. Сучасний стан популяції та промисел трав'яної креветки *Palaemon adspersus* Rathke, 1837 (Decapoda, Palaemonidae) у північно-західній частині Чорного моря 4 48
- Ткаченко П.В. Морські види риб у Дніпровському лимані в сучасний період 6 43

Водна мікробіологія

- Старосила Є.В., Юришинець В.І. Бактеріопланктон та бактеріобентос як індикатори еколого-санітарного стану водойм та безпечності водокористування 4 65

Екологічна фізіологія і біохімія водних рослин

- В.О. Медведь. Спектральні пігментні індекси фітопланктону озер м. Києва 2 33
- Пасічна О.О., Горбатюк Л.О., Платонов М.О., Бурмістренко С.П., Годлевська О.О. Біомоніторинг забруднення озер м. Києва (Україна) важкими металами з використанням занурених макрофітів та оцінка їхньої фіторе mediaційної здатності 3 80
- Ольхович О.П., Таран Н.Ю., Белава В.Н., Панюта О.О. Оцінка харчової цінності біомаси зелених водоростей, вирощених у фотобіореакторах 3 96
- Усенко О.М., Коновець І.М. Вміст фенолкарбонових кислот у воді серед заростей вищих водних рослин різних екологічних груп 4 81
- Леонтєва Т.О., Крот Ю.Г., Усенко О.М., Коновець І.М., Кінніс Л.С., Красюк Ю.М. Критерії оцінки продуктивних можливостей зелених мікрowodоростей (Chlorophyta) при масовому культивуванні 6 62

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 1 39
- 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 1 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 1 74

Курбатова І.М., Захаренко М.О., Яремчук О.С., Романова Е.Е. Фракційний склад білків плазми крові коропа (<i>Cyprinus carpio</i> L.) за дії аліфатичних амінів	1	91
О.С. Потрохов, О.Г. Зінковський, Ю.М. Худіяш, О.М. Водяницький, К. Кофонов. Реадаптація карася сріблястого до стандартних умов після тривалого токсичного навантаження амонійним азотом протягом кількох поколінь	2	50
Потрохов О.С., Зінковський О.Г., Худіяш Ю.М., Водяницький О.М. Зміна гормонального статусу аборигенних риб за дії агропромислових стоків	3	106
Гончарова М.Т., Романенко О.В., Кіпніс Л.С., Крот Ю.Г., Стойка Ю.О. Цитогенетичний аналіз ракоподібних <i>Pontogammarus robustoides</i> (Amphipoda, Gammaridae) при підвищенні температури води в умовах мікрокосму	5	46
Чубик І.Ю., Чеботар С.В. Мікросателітний аналіз генетичного різноманіття мідій північно-західного регіону Чорного моря	5	59
Топтіков В.А., Романовська І.І., Ковтун О.О. Протеолітична активність ензимів в органах Чорноморських молюсків	6	73
Захаренко М.О., Романова Е.Е., Курбатова І.М., Поляковський В.М., Тупицька О.М., Кондратюк В.М. Екотоксикологічна оцінка ставів, забруднених стічними водами тваринницьких підприємств, за біомаркерами риб	6	86

Водна токсикологія

О.М. Жукорський, Є.М. Кривохижа, О.В. Никифорок. Оцінка токсичності водного середовища при надходженні різнотипних сануючих засобів	2	61
Абрахам Біджу, Реджомон Джордж, М.С. Аріа, П.А. Беттіна, Джотирмайє Мохан. Мікроконцентрації металів у <i>Mesopodopsis orientalis</i> (Crustacea: Mysidae) з огляду на його життєві стадії та статеву приналежність в естуарії Кочін, Індія	2	71
Пасічна О.О., Горбатюк Л.О., Платонов М.О., Бурмістренко С.П., Незбрицька І.М., Годлевська О.О., Вітовецька Т.В. Забруднювальні речовини та їх потенційна токсичність у водоймах дендропарку «Олександрія» (Україна)	5	76

Водна радіоекологія

Волкова О.М., Беляєв В.В., Скиба В.В., Пришляк С.П. Параметри міграції ¹³⁷ Cs у донні відклади різнотипних водойм внаслідок відмирання <i>Phragmites australis</i> та <i>Typha angustifolia</i>	1	103
Волкова О.М., Беляєв В.В., Пришляк С.П., Гудков Д.І., Каглян О.Є., Скиба В.В. Техногенні радіонукліди у гідробіонтах водойм півночі України	6	100

Прісноводна радіоекологія

Поморцева Н.А., Родионова Н.К., Гудков Д.І., Каглян О.Є. Кількісний та якісний клітинний склад периферичної крові риб у градієнті тривалого радіаційного опромінення	5	93
--	---	----

Гідрохімія

П.М. Линник. Потенційний вплив змін клімату на мінералізацію і співвідношення головних йонів у поверхневих прісних водах (огляд)	2	89
Жежеря В.А., Жежеря Т.П., Линник П.М., Осипенко В.П. Експериментальне моделювання впливу температури на міграцію речовин з донних відкладів	4	94

Втрати науки

Пам'яті В.Д. Романенка	2	108
Показчик статей, опублікованих у «Гідробіологічному журналі» у 2023 р.	6	120

Hydrobiological Journal

Number 6

2023

CONTENTS

General Hydrobiology

O.O. Protasov, T.M. Novosolova & Yu.F. Hromova. Ecological continuum and discontinuum in the river — NPP cooling pond system 3

Yu.V. Pligin & N.I. Zheleznyak. Results and prospects for the spread of Ponto-Caspian macro-invertebrates on European invasion corridors: prerequisites, consequences, prospects 25

Fish-Husbandry Hydrobiology and Ichthyology

P.V. Tkachenko. Marine fish species in the Dnieper estuary in the modern period 43

Ecological Physiology and Biochemistry of Aquatic Plants

T.O. Leontieva, Yu.G. Krot, O.M. Usenko, I.M. Konovets, L.S. Kipnis & Yu.M. Krasyuk. Criteria for assessing the production possibilities of green microalgae (Chlorophyta) for mass cultivation 62

Ecological Physiology and Biochemistry of Aquatic Animals

V.A. Toptikov, I.I. Romanovska & O.O. Kovtun. Proteolytic activity of enzymes in the organs of the Black Sea mollusks 73

M.O. Zakharenko, E.E. Romanova, I.M. Kurbatova, V. M. Poliakovskiy, O.M. Tupitska & V.M. Kondratiuk. Ecotoxicological assessment of ponds contaminated by wastewater of livestock enterprises by fish biomarkers 86

Aquatic Radioecology

O.M. Volkova, V.V. Belyaev, S.P. Pryshlyak, D.I. Gudkov, O.Ye. Kaglyan & V.V. Skyba. Technogenic radionuclides in the hydrobionts of the Northern Ukraine waters bodies 100

Index of articles published in «Hydrobiological Journal» in 2023 120

Індекс 74115

ISSN 0375-8990. Гідробіол. журн. 2023. Т. 59, № 6. 1–123

Гідробіологічний журнал. Т. 59, № 6, 2023