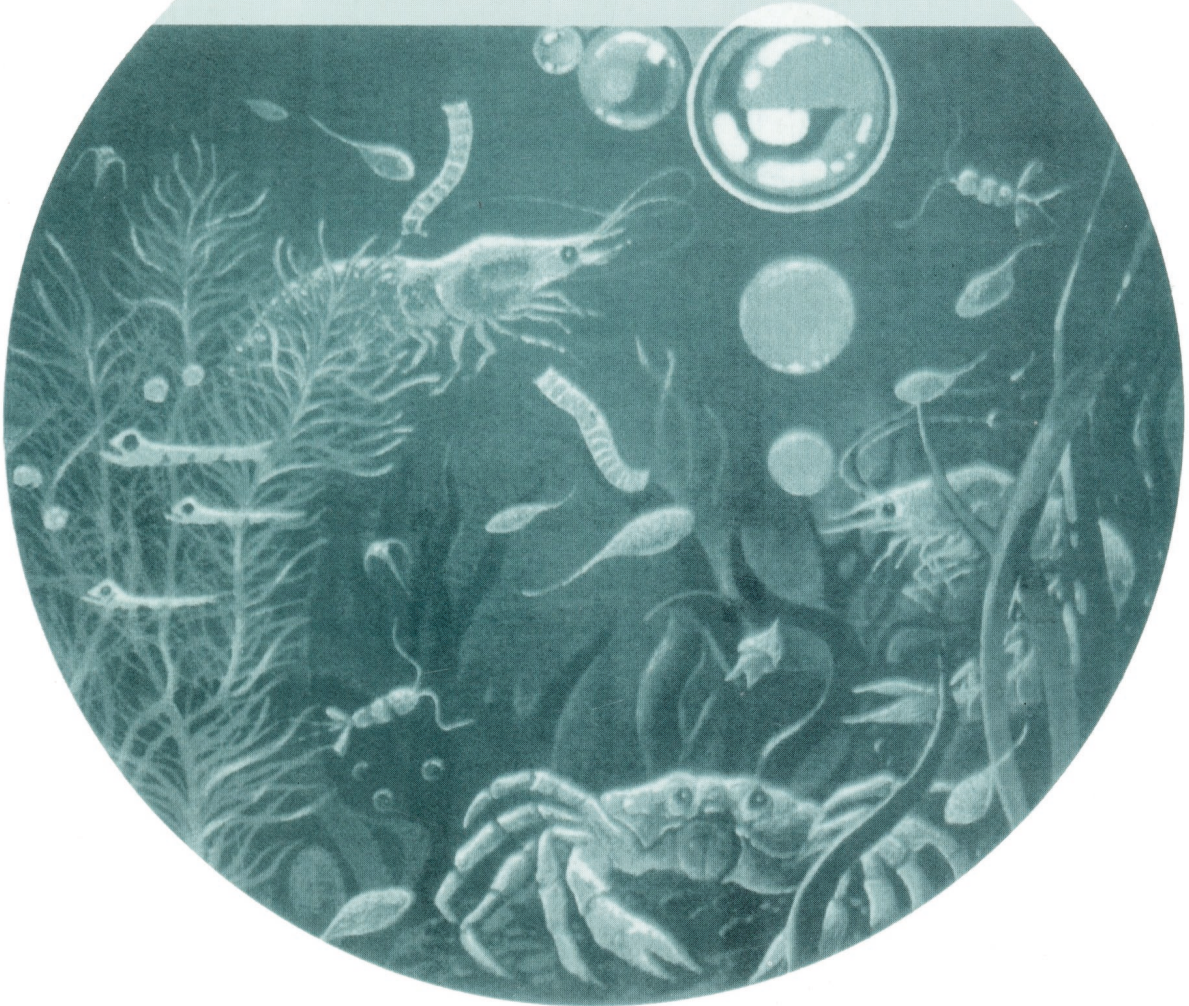


ISSN 0375-8990

ГІДРОБІОЛОГІЧНИЙ ЖУРНАЛ



3(363)

ТОМ 61 • 2025

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; *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

Ідентифікатор медіа у Реєстрі суб'єктів у сфері друкованих медіа R30-02509. Рішення Національної ради України з питань телебачення і радіомовлення № 224 від 01.02.2024

Журнал включений до Переліку наукових фахових видань України з при-
своєнням 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; *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

3 (363)
том 61 • 2025

ЗМІСТ

Загальна гідробіологія

- Клоченко П.Д., Горбатюк Л.О., Шевченко Т.Ф., Медведь В.О., Харченко Г.В.,
Платонов М.О., Горбунова З.Н. Продукційно-деструкційні характеристики фі-
топланктону водойм Національного природного парку «Голосіївський» (Ук-
раїна) 3
- Гіміре Н.П., Шреста Н., Наз С., Рай Ш.К., Гіміре П., Шреста С., Джа П.К. Різноманітність водоростей планктону вздовж градієнта висоти в прісноводних екосистемах регіону Кхумбу, Непал 19

Водна флора і фауна

- Лазарєв Д.О., Загороднюк І.В., Ємельянов І.Г. Нутрія (*Myocastor coypus*) у вод-
ймах України: формування диких популяцій та їх місце в гільдії напівводних
гризунів-фітофагів. 41

Рибогосподарська гідробіологія і іхтіологія

- Межжерін С.В., Циба А.О. Депресія через генетичну нестабільність популяції
диплоїдно-поліплоїдного комплексу щипівок *Cobitis elongatoides* — *taenia* — *ta-
nitica* р. Ірпінь, викликану забрудненням і посилену наслідками бойових дій 63

Екологічна фізіологія і біохімія водних тварин

- Потрохов О.С., Зінковський О.Г., Худіяш Ю.М., Федоренко Л.В., Кофонов К.
Оцінка фізіологічного стану риб Кілійського гирла р. Дунай у літній період за
біохімічними показниками крові 75

Водна токсикологія

<i>Коновець І.М., Юришинець В.І., Кінніс Л.С., Романенко О.В.</i> Поведінкові реакції водяних безхребетних як перспективний критерій виявлення токсичного впливу (огляд)	86
--	----

Водна радіоекологія

<i>Гупало О.О., Гудков Д.І., Каглян О.Є., Абрам'юк І.І., Беляєв В.В.</i> Морфобіологічні особливості плітки звичайної (<i>Rutilus rutilus</i> L.) у водоймах Чорнобильської Зони відчуження	102
--	-----

Затверджено до друку Вченою радою інституту (протокол № 4 від 25.04.2025 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 05.06.2025. Формат 70 × 108/16. Гарн. Minion Pro.
Ум. друк. арк. 8,75. Обл.-вид. арк. 14,2. Тираж 88 прим.

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 574.583 (28) + 581.526.325

П.Д. КЛОЧЕНКО, д. б. н., проф., завідувач відділу,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: pklochenko@ukr.net
ORCID 0000-0003-4886-6746

Л.О. ГОРБАТЮК, к. т. н., ст. наук. співроб., ст. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: ludmila.horbatyuk@gmail.com
ORCID 0009-0004-0481-1027

Т.Ф. ШЕВЧЕНКО, к. б. н., ст. наук. співроб., ст. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: tf_shevchenko@ukr.net
ORCID 0000-0002-6436-4968

В.О. МЕДВЕДЬ, к. б. н., наук. співроб., ст. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: vika_med@i.ua
ORCID 0000-0001-5737-6576

Г.В. ХАРЧЕНКО, к. б. н., наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: harchenkogallina@gmail.com
ORCID 0000-0002-6102-2129

М.О. ПЛАТОНОВ, к. б. н., наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: n.platonov73@gmail.com
ORCID 0009-0008-4075-4604

З.Н. ГОРБУНОВА, молод. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна
ORCID 0000-0002-1041-4683

ПРОДУКЦІЙНО-ДЕСТРУКЦІЙНІ ХАРАКТЕРИСТИКИ ФІТОПЛАНКТОНУ ВОДОЙМ НАЦІОНАЛЬНОГО ПРИРОДНОГО ПАРКУ «ГОЛОСІЇВСЬКИЙ» (УКРАЇНА)

Вперше проведено порівняльне вивчення продукційно-деструкційних процесів у планктоні ставків Національного природного парку «Голосіївський» (НПП «Голосіївський»), які зазнають посиленого антропогенного навантаження через знаходження на території мегаполіса (м. Київ). Показано, що загалом біотичний баланс у біль-

шості досліджених водойм є позитивним. Найбільш продуктивними у системі Горіховатських та Китаївських ставків виявились перший та останній ставки, тоді як у внутрішньокаскадних ставках величина валової первинної продукції була значно меншою. Серед Дідорівських ставків найбільшою продуктивністю характеризувався останній ставок, тоді як у ставку № 3 деструкційні процеси переважали над продукційними, що є свідченням гетеротрофного характеру функціонування його екосистеми. Підвищений позитивний біотичний баланс у більшості досліджуваних водойм вказує на те, що вони збагачуються біогенними елементами завдяки їх надходженню ззовні. Наближення величини A/R до 1, що спостерігається у деяких ставках досліджуваних систем, є свідченням інтенсифікації процесів самоочищення. Виявлені зміни в продукційних процесах досліджуваних ставків тісно пов'язані з кількістю фотосинтетичних пігментів у товщі води, що підтверджено результатами кореляційного аналізу.

Ключові слова: продукція, деструкція, неорганічні та органічні речовини, фітопланктон, пігменти, біотичний баланс, самоочищення, ставки, Національний природний парк «Голосіївський».

Особлива увага до Національного природного парку «Голосіївський» (НПП «Голосіївський») зумовлена його винятковою важливістю, оскільки він з одного боку, є частиною навколишнього середовища для мешканців м. Києва, а з другого — зазнає сильного антропогенного навантаження, через те що знаходиться в межах мегаполіса. На території парку наявна ціла низка водойм, більшість з яких розташована неподалік багатоповерхових житлових будинків, автомобільних доріг і зазнає посиленого рекреаційного навантаження. Тому належної уваги потребують як оцінка загального стану його водних екосистем, так і особливості функціонування їхньої автотрофної ланки, в першу чергу фітопланктону. Доречно зазначити, що це екологічне угруповання водоростей, на відміну від фітоепіфітону водойм парку [14, 15], дотепер є менш вивченим.

Дослідження первинної продукції планктону ставків НПП «Голосіївський» на сьогодні є важливим не тільки для пізнання біологічної продуктивності цих унікальних водойм, але й для з'ясування їхньої здатності до біологічного самоочищення, а також з погляду прогнозування можливих наслідків інтенсифікації антропогенного навантаження.

Відомо, що стан як малих, так і великих водойм значною мірою залежить від хімічного складу води, і, в першу чергу, від концентрації біогенних елементів. Будь-які зміни їхнього режиму супроводжуються змінами рівня біопродуктивності водойм, порушенням стійкості трофічних зв'язків і співвідношення продукційно-деструкційних процесів [4—6, 16, 17, 21].

Встановлено, що інтенсивність процесів новоутворення органічних речовин значною мірою залежить від кількості та складу рослинних пігментів у клітинах водоростей [1], тому визначення вмісту хлорофілу *a* в

Ц и т у в а н н я: Клоченко П.Д., Горбатюк Л.О., Шевченко Т.Ф., Медведь В.О., Харченко Г.В., Платонов М.О., Горбунова З.Н. Продукційно-деструкційні характеристики фітопланктону водойм Національного природного парку «Голосіївський» (Україна). *Гідробіол. журн.* 2025. Т. 61. № 3. С. 3—18.

планктоні служить однією з необхідних складових дослідження біологічної продуктивності водойм.

Отже, метою роботи було з'ясування особливостей перебігу продукційно-деструкційних процесів та змін кількості рослинних пігментів у планктоні ставків НПП «Голосіївський», які зазнають антропогенного забруднення та значного рекреаційного навантаження.

Матеріал і методика досліджень

Об'єктом досліджень слугували Горіховатські (на р. Горіховатка), Дідорівські (на Дідорівському струмку) і Китаївські (на Китаївському струмку) системи ставків, що розташовані у північній частині НПП «Голосіївський», 50°22'47"N 30°30'21"E. Кожна система являє собою каскад із чотирьох штучно створених і з'єднаних між собою водойм загальною площею відповідно 5,0, 10,3 і 4,3 га [13]. Карту-схему водойм парку наведено у роботі [2].

Спостереження за первинною продукцією і деструкцією органічних речовин проводили за допомогою методу склянок у кисневій модифікації [10] за умов їхнього інкубування в поверхневих горизонтах води протягом 24 год у двох повторностях. Проби фітопланктону відбирали за допомогою батометра Рутнера. Камеральне опрацювання альгологічного матеріалу проведено з використанням загальноприйнятих методик [9]. Вміст хлорофілу *a* та загальну кількість каротиноїдів визначали спектрофотометричним методом в ацетонових екстрактах і розраховували за відповідними формулами [12, 20].

Концентрацію неорганічних сполук азоту і фосфору визначали колориметричним методом, хлоридів — методом Мора, а сульфатів — об'ємним методом [8].

Статистичне опрацювання отриманих даних проведено за допомогою програми MS Excel 2010.

Результати досліджень та їх обговорення

Характеристика досліджуваних ставків за гідрохімічними показниками. Загальновідомо, що сполукам азоту і фосфору належить провідна роль у життєдіяльності біоти водойм. Від їхнього вмісту залежить рівень трофності і продуктивності водних екосистем. Серед неорганічних форм азоту найбільше значення у прісноводних екосистемах мають іони амонію і нітрат-іони, у меншій мірі — нітрит-іони. Результати проведених досліджень засвідчили, що концентрація амонійного азоту у ставках парку була невисокою. Так, у воді Горіховатських ставків вона знаходилась у межах 0,14—0,21 мг N/дм³, в Дідорівських ставках коливалась від 0,04 до 0,17 мг N/дм³, а в Китаївських ставках становила 0,23—0,32 мг N/дм³ (рис. 1).

Досліджувані ставки мало відрізнялись і за вмістом нітритного азоту. Так, його концентрація в Горіховатських ставках була в межах 0,002—0,007 мг N/дм³, в Дідорівських ставках коливалась від 0,007 до

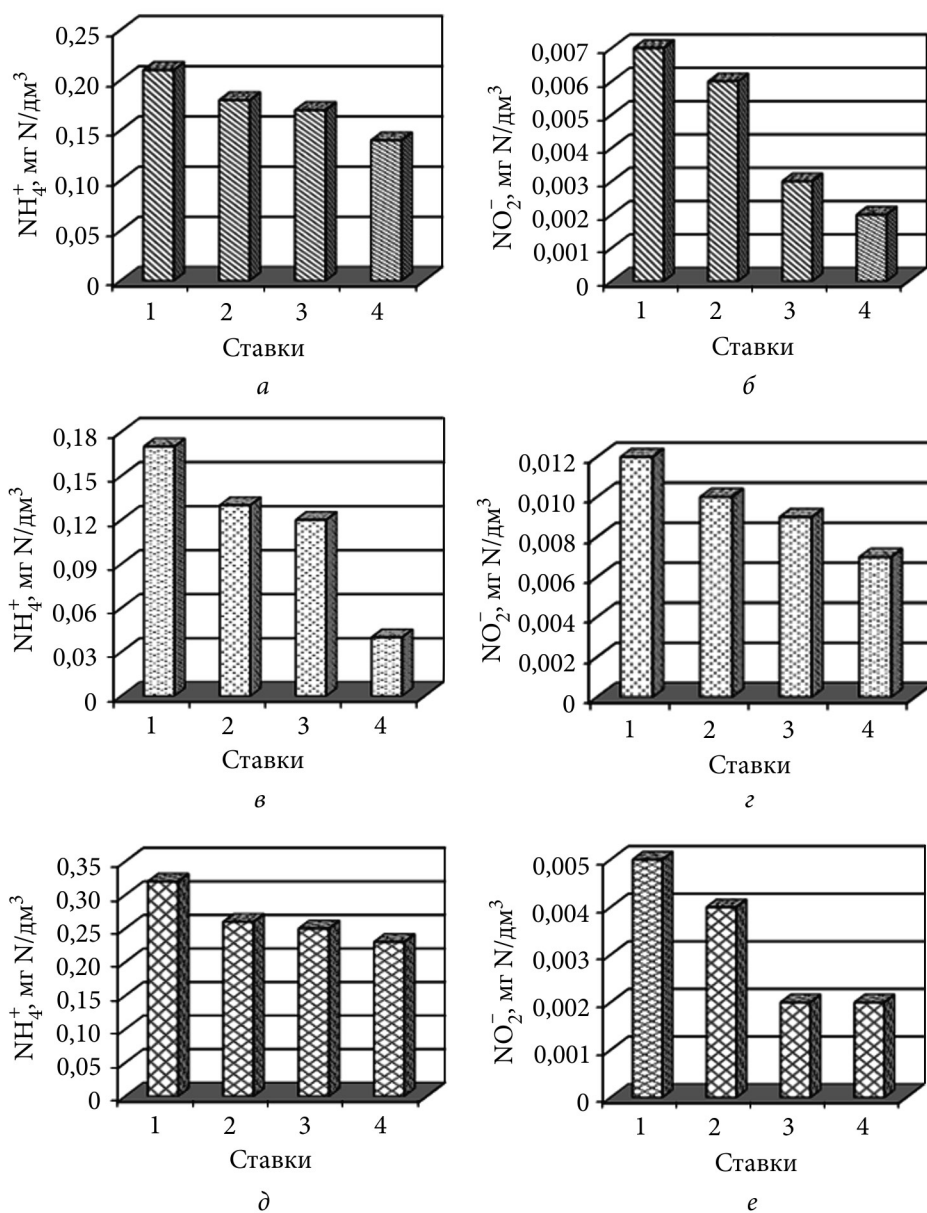


Рис. 1. Концентрація амонійного (а, в, д) та нітритного (б, г, е) азоту у воді Горіховатських (а, б), Дідорівських (в, г) і Китаївських (д, е) ставків НПП «Голосіївський»

0,012 мг N/дм³, а в Китаївських ставках становила 0,002—0,005 мг N/дм³ (див. рис. 1).

Варто зазначити, що концентрація нітратного азоту у водоймах парку в досліджуваний період знаходилась на межі аналітичного нуля незалежно від місць відбору проб води.

Найвищу концентрацію неорганічного фосфору зареєстровано у Горіховатських ставках, де вона коливалась в межах 0,154—0,220 мг/дм³. До-

силь подібними величинами вмісту цього елементу характеризувались і Китаївські ставки — 0,160—0,190 мг/дм³. Натомість концентрація неорганічного фосфору у воді Дідорівських ставків була помітно меншою — 0,063—0,107 мг/дм³ (рис. 2).

Одними з важливих показників якості природної води є вміст хлорид- та сульфат-іонів. Слід зауважити, що хоча хлориди і сульфати є одними з основних компонентів сольового складу води, проте їхній підвищений вміст може свідчити про забруднення природних водних об'єктів стічними водами (господарсько-побутовими або промисловими). Під час досліджень найвищою концентрацією хлоридів характеризувались Горіховатські ставки (132,2—248,6 мг/дм³), тоді як в Дідорівських і Китаївських ставках вона була значно нижчою — відповідно 22,8—53,2 мг/дм³ і 40,3—49,2 мг/дм³ (рис. 3). Важливо зазначити, що на відміну від хлорид-іонів, досліджувані водойми менше відрізнялися за вмістом сульфат-іонів. Так, у Горіховатських ставках їхня концентрація знаходилась у межах 26,4—88,8 мг/дм³, у Дідорівських вона становила 45,6—79,2 мг/дм³, а у Китаївських ставках коливалась від 36,0 до 45,6 мг/дм³ (див. рис. 3).

Пігменти фітопланктону. При вивченні первинної продукції поряд із вимірюванням швидкості фотосинтезу значна увага приділяється визначенню вмісту фотосинтетичних пігментів у планктоні. За концентрацією хлорофілу *a* можна оцінити біомасу фітопланктону і його продукцію, оскільки цей пігмент є невід'ємним елементом усіх рослинних організмів і відповідає за новоутворення органічних речовин при фотосинтезі. Визначення вмісту хлорофілу *a* в планктоні на сьогодні служить одним із необхідних складових дослідження біологічної продуктивності водойм. Цей метод отримав визнання і при оцінці ступеня евтрофікації та інтенсивності самоочищення забруднених вод.

Результати проведених спостережень засвідчили, що пігментні показники в досліджуваних водоймах зазнавали значних коливань. Так, концентрація хлорофілу *a* в Горіховатських ставках змінювалась від 36,3 до 137,7 мкг/дм³ (рис. 4). При цьому найбільший вміст зеленого пігменту зареєстровано в ставку № 1.

Концентрація основного фотосинтетичного пігменту у Дідорівських та Китаївських ставках була помітною меншою, але також зазнавала коливань. Так, у Дідорівських ставках вона змінювалась від 15,2 до 66,8 мкг/дм³, а в Китаївських ставках — від 17,6 до 38,5 мкг/дм³ (див. рис. 4).

Важливо зазначити, що в усіх трьох досліджуваних системах ставків спостерігалась одна й та сама закономірність — поступове зниження концентрації хлорофілу *a* від першого до третього ставка та помітне її підвищення у ставку № 4. Ймовірно, що така динаміка вмісту зеленого пігменту обумовлена особливостями розвитку в них планктонних водоростей.

Під час досліджень фітопланктон Горіховатських ставків був представлений 27 видами. Показники кількісного розвитку водоростей у тов-

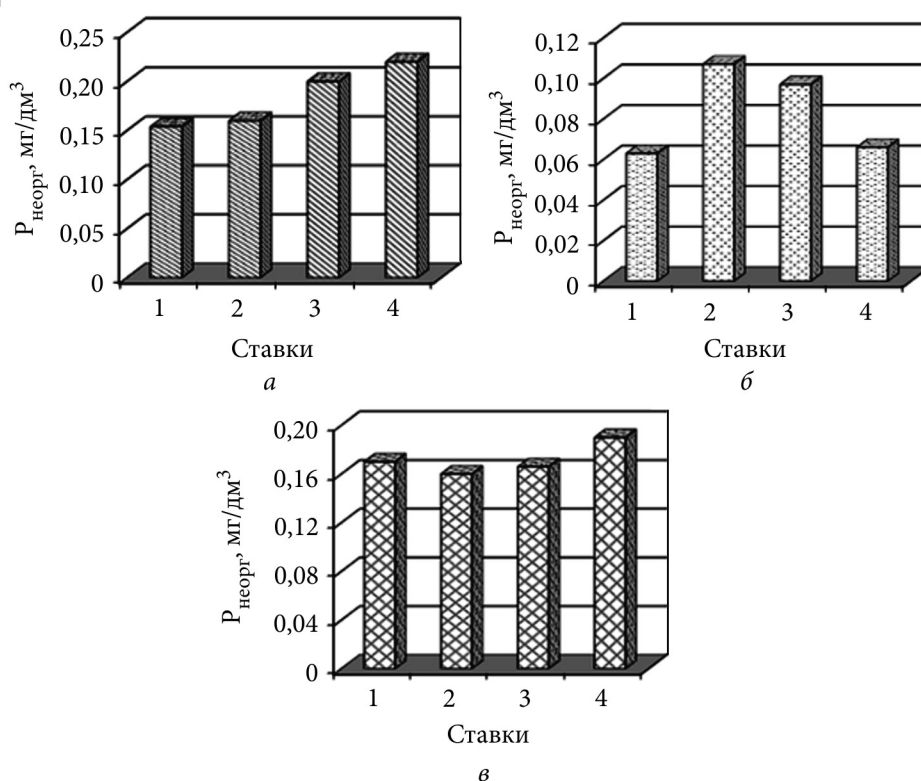


Рис. 2. Концентрація неорганічного фосфору у воді Горіховатських (а), Дідорівських (б) і Китаївських (в) ставків НПП «Голосіївський»

щі води становили: чисельність — 2208—7130 тис. кл/дм³, а біомаса — 1,582—5,212 мг/дм³.

У планктоні Дідорівських ставків було виявлено 35 видів водоростей. Основу їх видового багатства, як і в попередньому випадку, складали представники відділу Chlorophyta (42,8%). Щодо чисельності фітопланктону, то у зазначених водоймах вона змінювалася від 1890 до 92 336 тис. кл/дм³, а біомаса знаходилась в межах 2,499—8,867 мг/дм³.

В Китаївських ставках у товщі води знайдено 30 видів водоростей. При цьому відділи Chlorophyta і Bacillariophyta характеризувались однаковою часткою у їхньому видовому багатстві — 36,7 %. Показники кількісного розвитку фітопланктону були наступними: чисельність — 20 364—32 692 тис. кл/дм³, а біомаса — 2,732—7,386 мг/дм³.

Під час гідробіологічних спостережень більш повну інформацію про стан водойм та перебіг в них продукційних процесів можна отримати шляхом залучення методів визначення загальних каротиноїдів, оскільки відносний вміст цих пігментів у планктоні віддзеркалює в певній мірі й фізіологічний стан фітопланктону. Так, протягом періоду досліджень вміст каротиноїдів у Горіховатських ставках становив 17,1—63,1 мкгSPU/дм³, у Дідорівських ставках він коливався в межах 7,8—

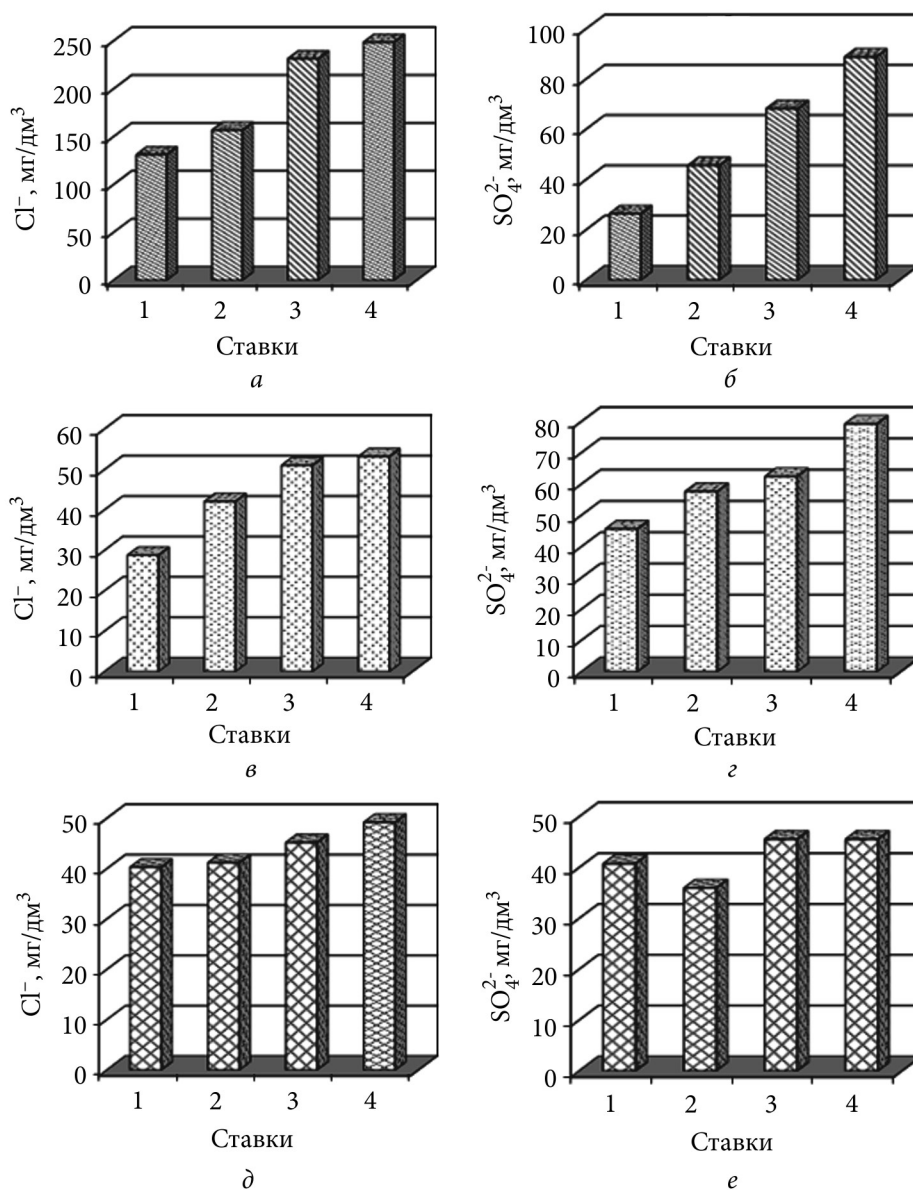


Рис. 3. Концентрація хлоридів (а, в, д) і сульфатів (б, г, е) у воді Горіховатських (а, б), Дідорівських (в, г) і Китаївських (д, е) ставків НПП «Голосіївський»

31,1 мкгSPU/дм³, а в Китаївських ставках змінювався від 16,2 до 27,5 мкгSPU/дм³ (див. рис. 4). Варто звернути увагу на подібність динаміки вмісту жовтих пігментів і змін концентрації хлорофілу *a* — поступове зниження концентрації досліджуваних пігментів від першого до третього ставка та помітне її підвищення у ставку № 4.

Відомо [3], що співвідношення вмісту загальних каротиноїдів до концентрації хлорофілу *a* ($C_K/C_{Хл}$) може слугувати показником фізіологічно-

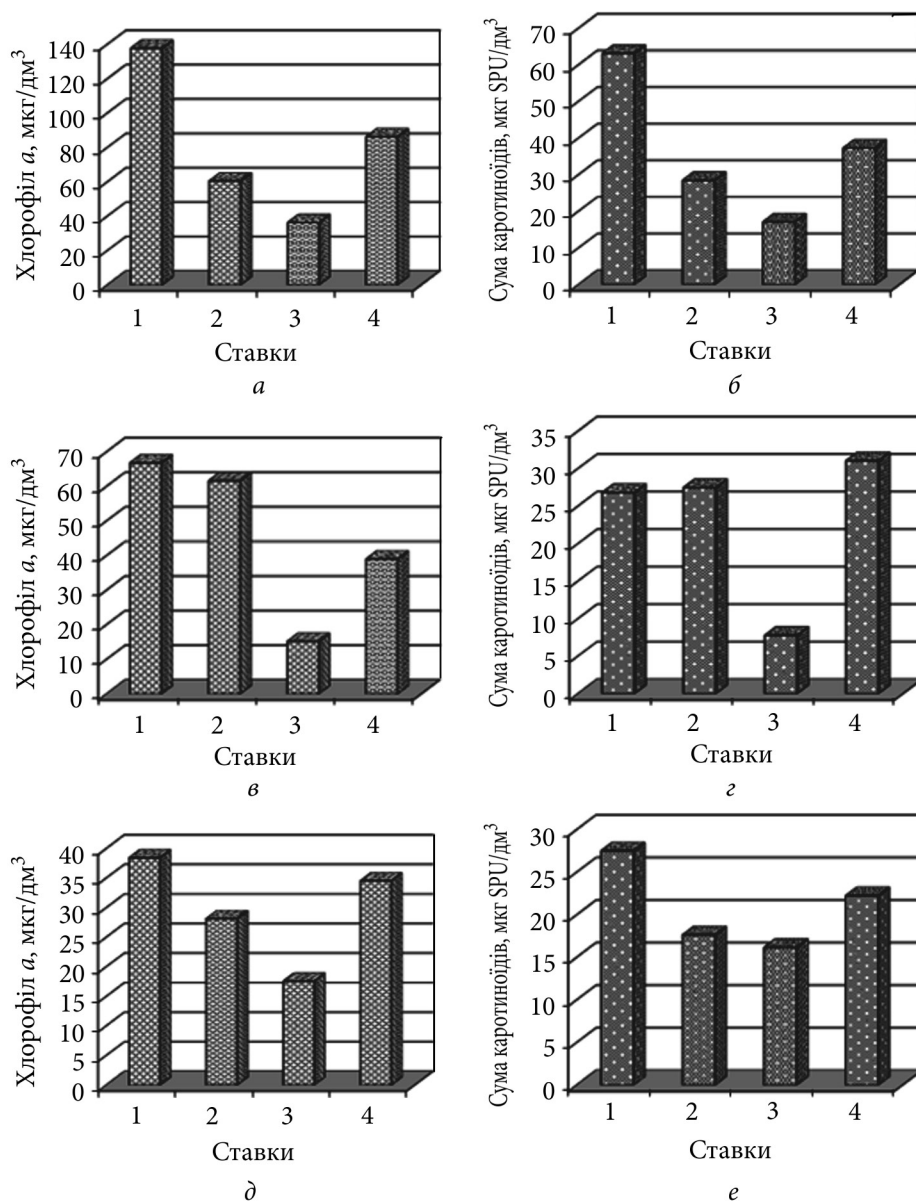


Рис. 4. Концентрація хлорофілу *a* (*a*, *в*, *д*) і каротиноїдів (*б*, *г*, *е*) у воді Горіховатських (*a*, *б*), Дідорівських (*в*, *г*) і Китаївських (*д*, *е*) ставків НПП «Голосіївський»

го стану клітин фітопланктону, оскільки каротиноїди більш стабільний компонент пігментної системи, ніж хлорофіл *a*. Тому при старінні популяцій планктонних водоростей, або ж за несприятливого впливу чинників навколишнього середовища, які спричиняють деструкцію хлорофілу *a*, величина співвідношення C_k/C_{chl} збільшується. Зазвичай його величина за різних умов коливається в широких межах, однак середнє зна-

чення для морського і прісноводного фітопланктону в основному знаходиться в діапазоні 0,28—0,40 [1].

Проведені дослідження показали, що величина співвідношення C_k/C_{chl} під час спостережень за розвитком фітопланктону у водоймах НПП «Голосіївський» була найбільшою у Китаївських ставках, де вона коливалась в межах 0,63—0,93 (рис. 5). Щодо інших систем досліджуваних водойм, то встановлено, що у Дідорівських ставках величина співвідношення C_k/C_{chl} змінювалася від 0,40 до 0,81 і була найбільшою у ставку № 4, а в Горіховатських ставках вона була практично однаковою і становила 0,43—0,47 (див. рис. 5).

Водночас із співвідношенням C_k/C_{chl} дослідники досить часто розраховують пігментний індекс (E_{430}/E_{665}), запропонований Маргалеффом [18, 19], в якості показника пігментного складу угруповань планктонних водоростей. Співвідношення E_{430}/E_{665} , на відміну від співвідношення $C_{кар}/C_{chl}$, віддзеркалює кількісне співвідношення між загальними каротиноїдами+хлорофіл *a* та хлорофілом *a*. Для нормально функціонуючого фітопланктону зазначений індекс зазвичай дорівнює 1,15—4,00 [1].

Згідно даних спостережень величина співвідношення E_{430}/E_{665} коливалась в наступних межах: у Горіховатських ставках — 2,23—3,03, у Дідорівських ставках — 2,47—2,76 і у Китаївських ставках — 2,92—4,00 (див. рис. 5). Як бачимо, характер змін пігментного індексу досить добре узгоджується з динамікою співвідношення C_k/C_{chl} ($r = 0,79$, $n = 24$, $p \leq 0,05$). Підвищені значення E_{430}/E_{665} і C_k/C_{chl} свідчать про зміни у фізіологічному стані фітопланктону, ймовірно, за рахунок вагомшого впливу забруднювальних речовин.

Продукційно-деструкційні процеси. Розрахунки валової первинної продукції (*A*) показали, що новоутворення органічних речовин внаслідок життєдіяльності фітопланктону відбувалось в усіх досліджених водоймах. Проте вони дещо відрізнялись за інтенсивністю перебігу фотосинтетичних процесів у товщі води. Так, у Горіховатських ставках величини первинної продукції коливались від 6,4 до 17,3 мг $O_2/дм^3 \cdot добу$. Найбільш продуктивними в досліджуваній системі водойм виявилися перший та останній ставки, відповідно 17,3 та 16,6 мг $O_2/дм^3 \cdot добу$ (рис. 6). Такий діапазон коливань величин первинної продукції, очевидно, пов'язаний зі специфікою розвитку фітопланктону за чисельністю і біомасою якого досліджувані ставки помітно відрізнялись. Зокрема, найбільші величини біомаси планктонних водоростей були притаманні ставкам № 1 і 4: відповідно — 5,212 і 4,101 мг/дм³.

Практично такими самими особливостями перебігу продукційних процесів у планктоні характеризувались і Китаївські ставки: швидкість новоутворення органічних речовин була найбільшою в першому і останньому ставку і становила відповідно 8,9 та 7,6 мг $O_2/дм^3 \cdot добу$ (див. рис. 6). Щодо інших водойм досліджуваної системи, то зазначений показник у них знаходився в межах 5,2—5,7 мг $O_2/дм^3 \cdot добу$. До того ж, як і у вищезгаданому каскаді водойм, найвищими значеннями біомаси характеризувались ставки № 1 і 4 — відповідно 7,386 та 4,031 мг/дм³.

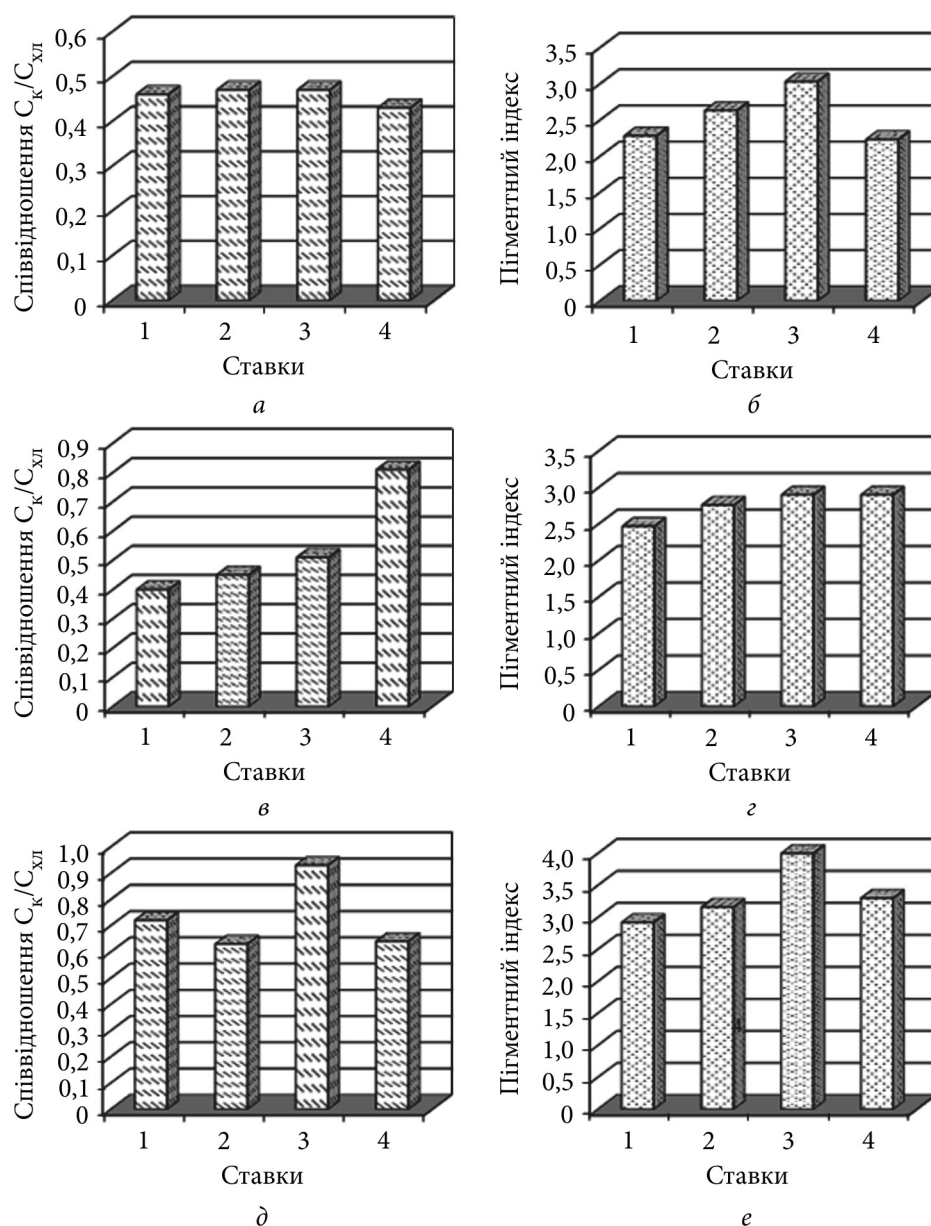


Рис. 5. Співвідношення C_k/C_{chl} (а, в, д) та пігментний індекс E_{430}/E_{665} (б, г, е) для фітопланктону Горіховатських (а, б), Дідорівських (в, г) і Китаївських (д, е) ставків НПП «Голосіївський»

Розглядаючи перебіг фотосинтетичних процесів у товщі води Дідорівських ставків варто відмітити, що інтенсивність синтезу органічних речовин була найнижчою у ставку № 3 ($2,0 \text{ мг } O_2/\text{дм}^3 \cdot \text{добу}$), а найбільшою ($12,6 \text{ мг } O_2/\text{дм}^3 \cdot \text{добу}$) — у ставку № 4 (див. рис. 6), де була зареєстрована і найбільша біомаса фітопланктону ($8,867 \text{ мг}/\text{дм}^3$). При цьому величини валової первинної продукції в перших двох ставках були на рівні 6,5 і

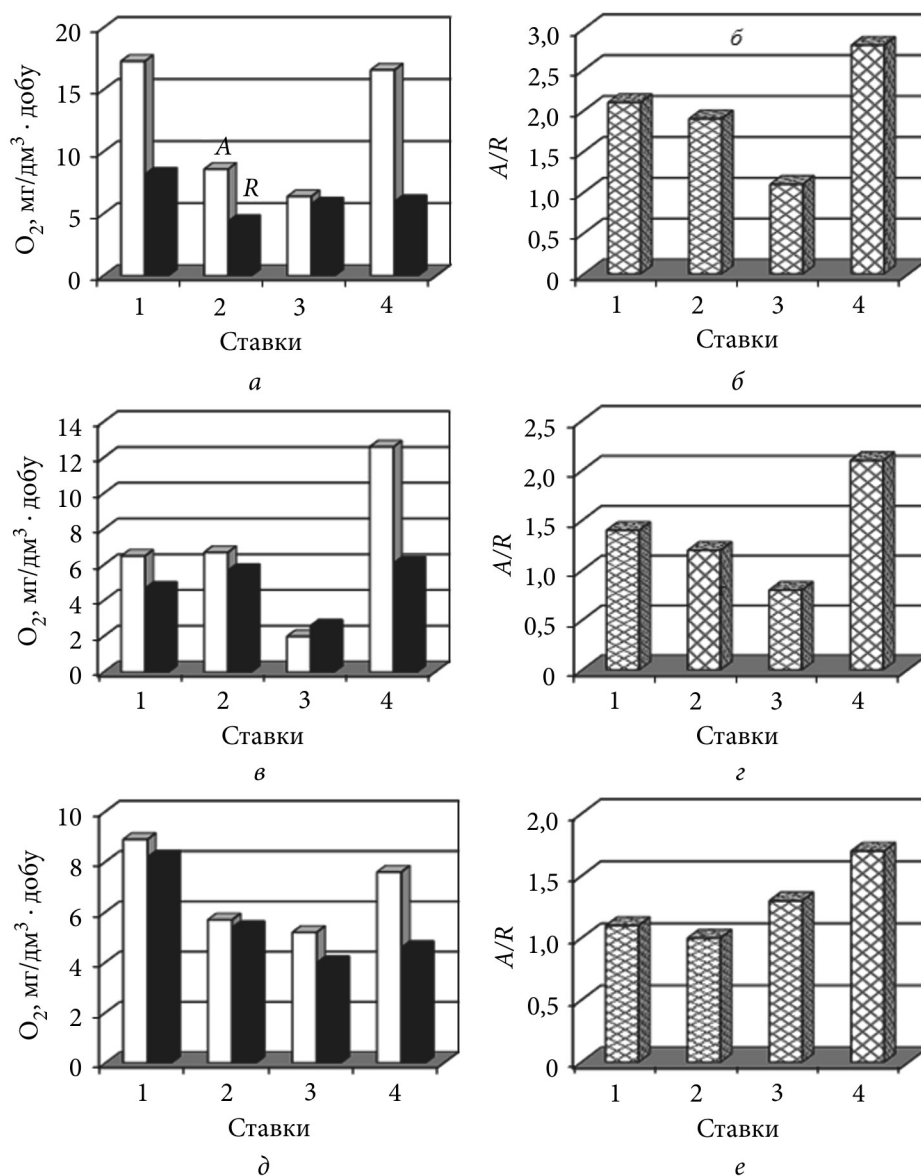


Рис. 6. Первинна продукція фітопланктону (A), деструкція органічних речовин (R) та їхнє співвідношення (A/R) у Горіховатських (*a*, *b*), Дідорівських (*v*, *z*) і Китаївських (*d*, *e*) ставках НПП «Голосіївський»

6,7 $mg O_2/dm^3 \cdot day$, що узгоджується з даними В.І. Щербака [11], отриманими в літній період 2004 р. для ставка № 1.

Не викликає сумніву, що зазначені зміни в продукційних процесах досліджуваних водойм тісно пов'язані з кількістю фотосинтетичних пігментів. Так, проведений кореляційний аналіз залежності величин валової первинної продукції від концентрації хлорофілу a і загальних кароти-

ноїдів підтвердив наявність тісного зв'язку з високим коефіцієнтом кореляції (відповідно $r = 0,80$ і $r = 0,89$, $n = 24$, $p \leq 0,05$). Водночас, у досліджуваних екосистемах не було виявлено достовірного зв'язку між швидкістю утворення органічних речовин в одиниці об'єму води та вмістом неорганічного азоту і фосфору.

У гідробіологічних дослідженнях поряд з первинною продукцією досить важливою є оцінка швидкості споживання фітопланктоном кисню (R), який використовується для деструкції органічних речовин в процесі дихання водоростей. Визначення цього параметра в досліджуваних водоймах показало, що швидкість розкладу органічних речовин в планктоні Горіховатських ставків коливалась від 4,4 до 8,2 мг O_2 /дм³·добу (див. рис. 6). При цьому її максимальне значення було характерним для ставка № 1.

Оцінка швидкості споживання кисню в процесі розкладу органічних речовин в планктоні Китаївських ставків показала, що її величини знаходились в діапазоні 4,0—8,2 мг O_2 /дм³·добу. При цьому, як і в попередньому випадку, найбільшим значенням характеризувався ставок № 1 (див. рис. 6).

Визначення особливостей перебігу деструкційних процесів в Дідорівських ставках засвідчило, що розклад органічних речовин в них відбувався з меншою інтенсивністю. Так, найменша величина споживання кисню тут становила 2,6 мг O_2 /дм³·добу (ставок № 3), а найбільша — 6,1 мг O_2 /дм³·добу і була характерною для ставка № 4 (див. рис. 6).

Деструкція органічних речовин у досліджуваних водних екосистемах тісно пов'язана з первинною продукцією ($r = 0,70$, $n = 24$, $p \leq 0,05$). Це свідчить про високу швидкість включення новоутворених органічних речовин в біотичний кругообіг.

При вивченні біологічної продуктивності водойм, як і механізмів формування якості води, необхідно перш за все знати співвідношення швидкостей автотрофних (фотосинтетичних) і гетеротрофних (дихальних) процесів. Ідеально збалансована водна екосистема повинна характеризуватись рівністю процесів синтезу і деструкції органічних речовин. Проте відомо [1], що в оліготрофних водоймах баланс органічних речовин досить часто від'ємний, тобто $A/R < 1$. В евтрофних водоймах співвідношення A/R зазвичай біля 1 або трохи більше. Якщо співвідношення $A/R < 1$, то це означає, що у біотичних процесах значну участь приймають алохтонні органічні речовини, в планктоні зростає частка бактерій і їхня продукція стає практично однаковою з продукцією фітопланктону.

Аналіз співвідношення швидкостей продукції і деструкції органічних речовин у Горіховатських ставках показав, що в них спостерігається позитивний біотичний баланс, а величина A/R була найбільшою у ставку № 4 і дорівнювала 2,8 (див. рис. 6). Дещо меншою була вона у ставку № 1 (2,1) та ставку № 2 (1,9) і значно нижчою (1,1) у ставку № 3. Відомо [1], що позитивний біотичний баланс можливий тільки у тому випадку, коли біогенні елементи надходять у водойми ззовні в мінеральній формі.

Серед особливостей перебігу продукційно-деструкційних процесів у Китаївських ставках слід підкреслити, що співвідношення A/R в них пе-

реважно знаходилося в межах 1,0—1,3 і лише в ставку № 4 воно досягало значень 1,7 (див. рис. 6). З літературних джерел [1] відомо, що коли $A/R \approx 1$, то це свідчить про те, що стік з водозбірної площі не відіграє істотної ролі в біопродуктивності водойм, а кількість біогенних елементів, яка асимілюється фітопланктоном, практично еквівалентна їхній кількості, яка вивільняється в процесі мінералізації продуктів фотосинтезу планктону. Тобто елементи мінерального живлення в основному автохтонні.

Проведені дослідження показали, що більшість Дідорівських ставків теж можуть бути прикладом водойм з позитивним балансом органічних речовин (див. рис. 6). Виключення становив лише ставок № 3, де величина співвідношення A/R дорівнювала 0,8. Це свідчить про гетеротрофний характер функціонування його екосистеми. Внаслідок активного споживання кисню на деструкцію алохтонних органічних речовин тут відбувалось помітне зниження його концентрації (до 4,2 мг/дм³).

Відомо, що співвідношення продукції (A) і деструкції (R) використовується для оцінки ступеня забруднення водойм [1, 7]. Якщо співвідношення $A/R < 1$, то це означає, що у біотичних процесах водойм збільшується частка бактерій і активізуються гетеротрофні процеси, тобто збільшується швидкість окиснювальної мінералізації або деструкції органічних речовин в процесі дихання бактеріо- і фітопланктону. Коли співвідношення наближається до 1, що спостерігалось у Китаївських ставках № 1 і 2, а також у Горіховатському ставку № 3 і Дідорівському ставку № 2, то це є свідченням збільшення частки органічних речовин, які піддаються біологічному окисненню за рахунок підвищення рівня метаболізму гетеротрофів, що і спричиняє інтенсифікацію процесів самоочищення.

Підвищений позитивний баланс продукційно-деструкційних процесів у нижніх ставках кожної з досліджуваних систем водойм свідчить про те, що вони збагачуються біогенними елементами через надходження їх ззовні. Це сприяє посиленню продукції планктонних водоростей, які періодично відмирають і розкладаються. Наслідком зазначеного є відставання деструкції від продукції й, відповідно, зниження інтенсивності процесів самоочищення.

Висновки

Проведені дослідження довели, що загалом баланс продукційно-деструкційних процесів у більшості водойм НПП «Голосіївський» є позитивним, що свідчить про приріст вмісту органічних речовин. Найбільш продуктивними у системі Горіховатських та Китаївських ставків виявилися перший та останній ставки, тоді як у внутрішньокаскадних ставках величина валової первинної продукції була значно меншою. Серед Дідорівських ставків найбільшою величиною цього показника характеризувався ставок № 4. Підвищений позитивний біотичний баланс у зазначених ставках кожної із досліджуваних систем водойм свідчить про те, що вони збагачуються біогенними елементами завдяки їх надходженню ззовні.

Деструкційні процеси переважали над продукційними лише у Дідорівському ставку № 3. Це свідчить про гетеротрофний характер функціонування його екосистеми. Внаслідок активного споживання кисню на деструкцію алохтонних органічних речовин тут відбувалося помітне зниження його концентрації.

Наближення A/R до 1, що спостерігається у деяких ставках досліджуваних систем, є показником збільшення частки органічних речовин, які піддаються біологічному окисненню внаслідок активзації гетеротрофних процесів, що сприяє інтенсифікації процесів самоочищення.

Виявлені зміни в продукційних процесах досліджуваних водойм тісно пов'язані з кількістю фотосинтетичних пігментів фітопланктону, що підтверджують результати кореляційного аналізу.

Список використаної літератури

1. Бульон В.В. Первичная продукция планктона внутренних водоемов. Ленинград : Наука, 1983. 150 с.
2. Горбатюк Л.О., Пасічна О.О., Клоченко П.Д. та ін. Вміст забруднювальних речовин та їх потенційна токсичність у водоймах Національного природного парку «Голосіївський» (Україна). *Гідробіол. журн.* 2024. Т. 60, № 6. С. 71—85.
3. Елизарова В.А. Состав и содержание растительных пигментов в водах Рыбинского водохранилища. *Там же.* 1973. Т. 9, № 2. С. 23—32.
4. Курейшевич А.В., Яровой О.О., Мантурова О.В. Вплив екстремально високих концентрацій неорганічного азоту на продукційні характеристики фітопланктону. *Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біологія.* 2017. № 3. С. 94—100.
5. Приймаченко А.Д. Фитопланктон и первичная продукция Днепра и днепровских водохранилищ. Киев : Наук. думка, 1981. 278 с.
6. Растительность и бактериальное население Днепра и его водохранилищ / Сиренко Л.А., Корелякова И.Л., Михайленко Л.Е. и др.; отв. ред. Кондратьева Н.В., АН УССР. Ин-т гидробиологии. Киев : Наук. думка, 1989. 232 с.
7. Романенко В.Д., Жукинський В.М., Оксіюк О.П. та ін. Методика встановлення і використання екологічних нормативів якості води поверхневих вод суші та естуаріїв України. Київ, 2001. 48 с.
8. Руководство по химическому анализу поверхностных вод суши / под ред. А.Д. Семенова. Ленинград : Гидрометеиздат, 1977. 542 с.
9. Топачевский А.В., Масюк Н.П. Пресноводные водоросли Украинской ССР: учеб. пособие. Киев : Вища шк., 1984. 334 с.
10. Хромов В.М., Семин В.А. Методы определения первичной продукции в водоемах. Москва : Изд-во Моск. ун-та, 1975. 124 с.
11. Щербак В.І. Структурно-функціональна організація фітопланктону деяких різнотипних водойм м. Києва. *Екологічний стан водойм м. Києва.* Київ : Фітосоціоцентр, 2005. С. 97—109.
12. Jeffrey S.W., Humphrey F.H. New spectrophotometric equations for determining chlorophyll a , b , c_1 and c_2 in higher plants, algae and natural phytoplankton. *Biochem. Physiol. Pflanz.* 1975. Vol. 167, N 2. P. 191—194.
13. Klochenko P.D., Tsarenko P.M., Ivanova I.Yu. Peculiarities of phytoplankton species composition in water bodies of the Goloseyevo National Natural Park (Kiev). *Hydrobiol. J.* 2010. Vol. 46, N 3. P. 36—44.
14. Klochenko P.D., Shevchenko T.F., Gorbunova Z.N. Phytoepiphyton as indicator of the state of water bodies of the «Golosiivsky» National Nature Park (Ukraine). *Ibid.* 2022. Vol. 58, N 4. P. 30—41.
15. Klochenko P.D., Shevchenko T.F., Kharchenko G.V. Epiphyton algae of the water bodies of the «Golosiivsky» National Nature Park (Ukraine). *Ibid.* 2022. Vol. 58, N 3. P. 15—28.

16. Klochenko P.D., Shevchenko T.F., Nezbyrskaya I.N. et al. Phytoplankton production and decomposition characteristics in water bodies differing in the degree of their contamination by inorganic compounds of nitrogen and phosphorus. *Ibid.* 2019. Vol. 55, N 3. P. 31—47.
17. Kravtsova O.V. Intensity of phytoplankton primary production in urban water bodies of various types. *Ibid.* 2020. Vol. 57, N 2. P. 3—16.
18. Margaleff R. Correlations entre certains caracteres synthetiques des populations de phytoplankton. *Hydrobiologia*. 1961. Vol. 18, N 1—2. P. 155—164.
19. Margaleff R. Correspondence between the classic types of lakes and the structural and dynamic properties of their populations. *Verh. Int. Verein. Limnol.* 1964. Vol. 15, pt. 1. P. 169—175.
20. Parsons T.R., Strickland J.D.H. Discussion of spectrophotometric determination of marine-plant pigments, with revised equations for ascertaining chlorophylls and carotenoids. *J. Marine. Res.* 1963. Vol. 21, N 3. P. 155—163.
21. Shelyuk Yu.S. Regularities of the processes of production and decomposition in different aquatic ecosystems of the basins of the Prypyat and Teteriv rivers. *Hydrobiol. J.* 2025. Vol. 61, N 1. P. 3—12.

Надійшла 5.12.2024

P.D. Klochenko, Dr. Sci. (Biol.), Prof., Head of Department,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine,
e-mail: pklochenko@ukr.net
ORCID 0000-0003-4886-6746

L.O. Gorbatiuk, PhD (Tech.), Senior Researcher, Senior Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: ludmila.horbatiuk@gmail.com
ORCID 0009-0004-0481-1027

T.F. Shevchenko, PhD (Biol.), Senior Researcher, Senior Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine,
e-mail: tf_shevchenko@ukr.net
ORCID 0000-0002-6436-4968

V.O. Medved', PhD (Biol.), Researcher, Senior Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine,
e-mail: vika_med@i.ua
ORCID 0000-0001-5737-6576

G.V. Kharchenko, PhD (Biol.), Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: harchenkogallina@gmail.com
ORCID 0009-0002-6102-2129

M.O. Platonov, PhD (Biol.), Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: n.platonov73@gmail.com
ORCID 0009-0008-4075-4604

Z.N. Gorbunova, Junior Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine
ORCID 0000-0002-1041-4683

PHYTOPLANKTON PRODUCTION AND DECOMPOSITION CHARACTERISTICS IN WATER BODIES OF THE «GOLOSIYIVSKY» NATIONAL NATURE PARK (UKRAINE)

For the first time, a comparative study of the production and decomposition processes in plankton of the ponds of the «Golosiivsky» National Nature Park (Ukraine), which are subjected to increased anthropogenic load to being located in the territory of megalopolis (Kyiv), was performed. It has been shown that in general the biotic balance in most of the studied water bodies is positive as evidenced by the increase in the content of organic compounds. The first and last ponds in the system of Gorikhovatka and Kytayev ponds were the most productive, while in the intracascade ponds the amount of the total primary production was much lower. Among the Didorivka ponds, the last pond was characterized by the highest productivity, while in pond N 3 the processes of decomposition prevailed over the processes of production, which is evidence of the heterotrophic pattern of its ecosystem functioning. The increased positive biotic balance in most of the studied water bodies indicated that they are enriched with nutrients due to external inputs. The approach of the *A/R* value to 1 observed in some ponds of the studied systems is evidence of the intensification of self-purification processes. The identified changes in the production processes of the studied ponds are closely related to the amount of photosynthetic pigments in the water column, which is confirmed by the results of the correlation analysis.

Keywords: *production, decomposition, inorganic and organic compounds, phytoplankton, pigments, biotic balance, self-purification processes, ponds, the «Golosiivsky» National Nature Park.*

УДК 582.26: 556.551 (541.35)

Н.П. ГІМІРЕ,

Університет Трибхуван,
Кіртіпур, Катманду, Непал
e-mail: np.ghimire@cdbtu.edu.np

Н. ШРЕСТА,

Університет Катманду,
Непал

С. НАЗ,

Університет Раджшахі,
Бангладеш

Ш.К. РАЙ,

Університет Трибхуван,
Біратнагар, Непал

П. ГІМІРЕ,

Університет Трибхуван,
Кіртіпур, Катманду, Непал

С. ШРЕСТА,

Університет Трибхуван,
Джанкута, Непал

П.К. ДЖА,

Університет Трибхуван,
Кіртіпур, Катманду, Непал

РІЗНОМАНІТНІСТЬ ВОДОРОСТЕЙ ПЛАНКТОНУ ВЗДОВЖ ГРАДІЄНТА ВИСОТИ В ПРІСНОВОДНИХ ЕКОСИСТЕМАХ РЕГІОНУ КХУМБУ, НЕПАЛ

*Розуміння різноманітності та складу угруповань водоростей у різних градієнтах висоти та факторів, що на них впливають, може дати цінну інформацію про екологічні процеси, які визначають функціонування цих екосистем. Метою дослідження було встановити різноманітність і склад водоростей у регіоні Кхумбу в Непалі та оцінити їхній зв'язок із змінними середовища вздовж градієнта висоти. Альгологічний матеріал було зібрано у 13 озерах та річках на висоті від 2700 м до 5000 м і проаналізовано відносний вплив різних факторів навколишнього середовища (висоти, температури, вмісту сполук азоту і фосфору, концентрації розчиненого кисню, загальної мінералізації та електропровідності) на видове багатство водоростей. Загалом було зареєстровано 56 видів водоростей із шести класів. Серед них *Vaccillariophyceae* були найпоширенішими. Видове багатство водоростей як збільшува-*

Ц и т у в а н н я: Гіміре Н.П., Шреста Н., Наз С., Рай Ш.К., Гіміре П., Шреста С., Джа П.К. Різноманітність водоростей планктону вздовж градієнта висоти в прісноводних екосистемах регіону Кхумбу, Непал. *Гідробіол. журн.* 2025. Т. 61, № 3. С. 19—40.

лось, так і зменшувалось під впливом різних фізико-хімічних факторів. Для досліджуваного регіону характерною виявилась загальна тенденція до зростання видового багатства водоростей із збільшенням висоти. Це явище можна пояснити залежним від висоти підвищенням загальної мінералізації, а також вищим вмістом сполук азоту та фосфору, зумовленим активізацією людської діяльності. З усіх змінних вміст сполук фосфору мав найсильніший вплив на видове багатство водоростей, що вказує на те, що цей чинник є найважливішим, який впливає на формування якості води. Збільшення вмісту сполук фосфору та подальше зростання видового багатства водоростей у цих високогірних прісноводних озерах і річках вказує на погіршення якості води у водоймах Гімалаїв. Оскільки кліматичні зміни та зростання інтенсивності туризму вже підвищують вразливість регіону Кхумбу, отримані дані підкреслюють важливість регулярного моніторингу досліджуваного регіону.

Ключові слова: різноманітність водоростей, діатомові, регіон Кхумбу, фізико-хімічні властивості води, Національний парк «Сагарматха», Непал.

Introduction

Algae are found almost in any habitat as they have unique adaptive capacities to survive in varying environmental conditions. Algae are primary producers and have the ability to absorb different organic and inorganic pollutants, including heavy metals, from the water. They play an important role in aquatic ecosystems by cycling nutrients and producing oxygen, which can help with natural water purification. They are also commonly used as bioindicators of water quality because of their sensitivity to environmental changes such as nutrient levels and pollution [41]. While algae can indicate the ecological health of aquatic systems, excessive growth, frequently caused by nutrient pollution, can result in harmful algal blooms that degrade water quality and disrupt aquatic populations.

Algal richness has been found to be correlated with a variety of environmental factors including altitude [20], pH and alkalinity [27], anthropogenic activities [38], ionic content [30], and land use pattern [2, 6]. An unimodal pattern of phytoplankton abundance, i.e., the higher the elevation, the greater the algal abundance has been found [17]. Other studies have further shown that the community structure of algae is also related to elevation [17]. However, another point of view [5] suggests that there is a difference in the linear and unimodal patterns of algal abundance, arguing that other factors could have played a much larger role than elevation. It is thought [12] that altitude alone is not a good indicator of algal species richness; instead, conductivity and the nutrient concentrations, depth, and area all play a role in determining species richness. There is now a growing consensus on the role of climate, topography, and anthropogenic activities in explaining the significant difference in algal diversity across localities.

The Sagarmatha National Park (SNP) and its surrounding buffer zone, collectively known as the Khumbu region (Figure 1), is located between 27°30'19" and 27°06'45" N latitude and 86°30'53" to 86°99'08" E longitude. The park lies on the southern slope of the Sagarmatha (Mt. Everest) in the northeastern region of Nepal and covers an area of 1.148 square kilometers. It is characterized by rugged topography, with altitudes ranging from 2.845 meters at the Jorsalle to 8.848 meters at the summit of Mt. Everest. Approximately 80 % of the precipi-

tation falls during the monsoon season, which lasts from June to September. The average minimum temperature recorded is in January (-7.7°C), while the maximum recorded temperature is in August (16.2°C). The SNP's two major lake systems are the Imja and Gokyo. The major four rivers that drain the Khumbu region from the north to the south are Dudhkoshi, Lobuche, Imja, and Bhotekhoshi. The Dudhkoshi River originates from the Ngozumpa glacier and the Gokyo lake system. The Imja River flows from Lake Imja and glaciers, while the Lobuche River flows from the Khumbu glacier. The Imja River is formed when the Lobuche and Imja rivers meet below the Dingboche. There the Imja River joins the Dudhkoshi River below Phortse and is renamed the Dudhkoshi River. The Bhotekhoshi River originates in Tibet and meets the Dudhkoshi River at Larjadobhan. These major rivers also give birth to several tributaries along their course.

Construction activities, substratum eradication, deforestation, forest fires, and haphazard utilization of river water all have an impact on water quality, its volume, phytoplankton diversity loss, and ecological balance in water bodies [5, 25, 37]. This is a common global trend and is particularly high in regions with high human activities. An increasing number of tourists in the SNP, for example, has already altered its land cover pattern, trail, and overall environment [32]. The impact of tourism and overall anthropogenic pressure is particularly increasing in areas surrounding Lake Gokyo in the SNP. Hotels discharge their wastes directly or indirectly into the lake, increasing its pollution. Because the physiochemical properties of the water can determine pollution level in water bodies, understanding the nutrient content in water bodies is critical for assessing their health status [13, 31, 35]. Although several studies in recent years have explored the diversity of algae in lowland rivers and lakes, the exploration of algal diversity in high altitude rivers and lakes in Nepal and their association with different environmental factors has not yet to be made. Therefore, the goal of this study was to evaluate the distribution pattern of algae in the lake and river clusters of the Khumbu region along an elevation gradient, and also to determine the association between algal diversity and the physical and chemical characteristics of water bodies.

Material and Methods¹

Sample collection. The samplings sites were mostly selected along the trekking routes from the Lukla to the Everest base camp, including Lake Gokyo, the Imja River and the Thame spring. Algal samples were collected from different corners of lakes and different sides of rivers between 9:00 to 12:00 am. Totally thirteen samples were collected from different water sources, including stagnant waters and running waters. Algal samples were collected by dipping plastic bottles (250 ml capacity) in water sources and preserved with formalin (with

¹The authors would like to express their gratitude to the Department of National Parks and Wildlife Conservation for granting us permission to conduct field research in the Sagarmatha National Park (SNP). We would also like to thank the warden of the SNP for his support during the field study. We are also grateful to the field guides and local residents of the SNP for their assistance in data collection.

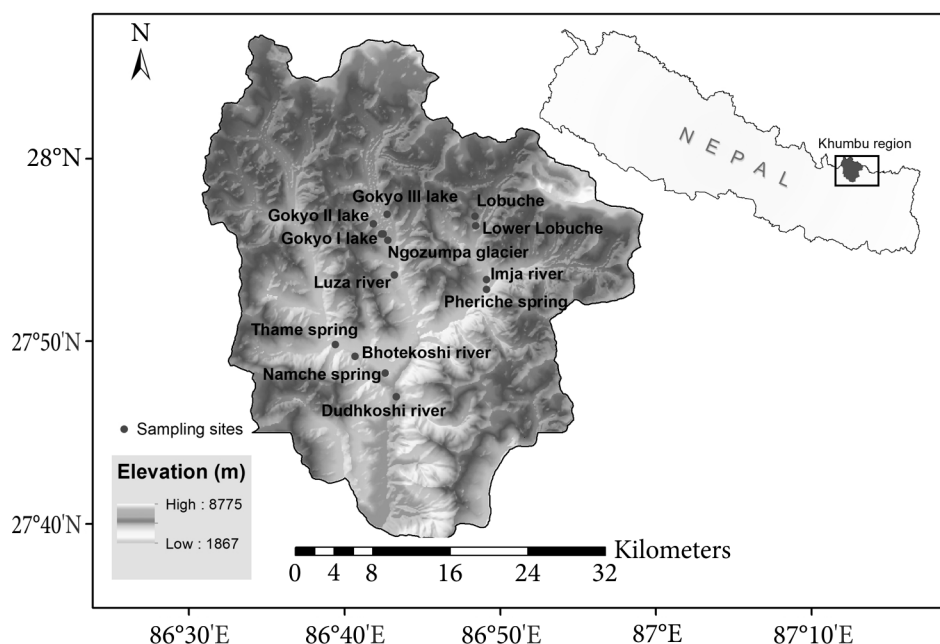


Fig 1. Map showing 13 sampling sites in the Sagarmatha National Park and surrounding buffer zone (the Khumbu region)

the final concentration of 4 %) immediately after collection. The identification of species was made with the help of a Leica binocular microscope and consulting relevant monographs e.g. [3, 9, 40, 46].

Physiochemical parameters of the water. Water temperature, pH, total dissolved solids (TDS), and conductivity were measured on site with the help of an electric kit multi-parameter probe (HANNA, HI9812-5), while dissolved oxygen (DO) was determined with the help of a meter (Ecosense ODO 200). The measurements were made during May — June.

Water samples for chemical analysis were collected from the water bodies in 125 ml acid-rinsed polythene bottles. In this case, three drops of concentrated nitric acid were used to adjust the pH of the samples below 2 (acidic medium) to preserve them. The samples were brought to Kathmandu and analyzed in the Ecology laboratory of the Central Department of Botany of the Tribhuvan University, Kathmandu. Nitrogen and phosphorus content in the lake water samples were measured using a spectrophotometer based on the colorimetric method following [43].

Data analyses. Correlation analysis was performed to identify the linear relationship among the variables representing different physical and chemical parameters of the water in the sampled sites. The Pearson's correlation coefficient was used to measure the strength of the relationship between variables. The correlation analysis was made using the «cor.test» function in R version 4.2.1. Because samples were collected from different water sources (e.g., lake, river and spring), we compared if total algal richness and the physiochemical pro-

properties varied among water sources. We calculated the mean values of each variable and compared them using one-way ANOVA followed by Tukey's HSD post-hoc test. These analyses were performed using «aov» and «TukeyHSD» functions in the R package «stats».

In order to capture the non-linear relationship (if any), generalized additive models (GAMs) were built to assess the variation in physical and chemical properties of water along an elevation gradient. Natural cubic splines with three degrees of freedom were used in the GAM model to allow for flexible modeling of the relationship between the variables. The underlying idea was to assess how the physical and chemical properties of water change along an elevation gradient. The GAM lines were plotted using «geom_smooth» function in the R package «ggplot2» with $y \sim \text{splines::ns}(x, 3)$ as the plotting formula.

To determine the impact of various physical and chemical properties of the water on algal diversity, we first combined data from all sites and conducted regression analysis with algal richness as the dependent variable and physical and chemical properties of water as independent variables, one at a time. The regression analysis was performed using the negative binomial generalized linear model. These models were built using the «glm.nb» function available in the R package «MASS». The R^2 value in these regressions was calculated using the following formula:

$$\left(1 - \frac{\text{Residual deviance}}{\text{Null deviance}} \right) \times 100.$$

We also assessed the relationship between algal richness and various physical and chemical properties of the water using generalized additive models to capture more complex relationships not captured by a simpler linear model. Finally, we used random forest modeling to perform a multivariate regression. Random forest is a strong ensemble learning algorithm that is commonly used in predictive modeling and machine learning tasks. It is recognized for its flexibility, robustness, and efficiency in handling varied datasets. By computing variable significance, it provides the relative contribution of each input variable to the model's predictive performance. Random forest modeling was performed using the 'randomForest' function in the R package 'randomForest'.

Results

Species composition of algae. In total, 56 species belonging to six classes (Bacillariophyceae, Zygnematomphyceae, Cyanophyceae, Chlorophyceae, Trebouxiophyceae and Euglenophyceae) were recorded across different sampling sites situated at altitudes ranging from 2777 to 5007 m (Table 1). Bacillariophyceae were found to be the dominant class in the Khumbu region. There were 21 species from Bacillariophyceae, 17 species from Zygnematomphyceae, 9 species from Cyanophyceae, 6 species from Chlorophyceae, 2 species from Trebouxiophyceae and 1 species from Euglenophyceae (Table 1). The class Bacillariophyceae covered 37.5 % of the total algal distribution, followed by Zygnema-

Table 1

Algal species found at different locations in the Khumbu region

SN	Taxa	Sampling sites	Altitudinal range (m)	Habitat
Cyanophyceae				
1	<i>Anabaena</i> sp.	8, between 2 to 3	3400—4700	Running water
2	<i>Gloeocapsa aeruginosa</i> Kützing	between 10 to 13	4300	Stagnant water
3	<i>Merismopedia glauca</i> (Ehrenberg) Kützing	7, 10, 4, between 11 to 13	3700—4300	Stagnant as well as running water
4	<i>Oscillatoria subbrevis</i> Schmidle	4	4600	Moist rocks in sloppy region
5	<i>Phormidium</i> cf. <i>insigne</i> Anagnostidis	between 1 to 2	4700	Running water
6	<i>Phormidium schroeteri</i> (Hansgirg) Anagnostidis	10	4900	Stagnant water
7	<i>Phormidium</i> sp.	3	4660	Outlet of Lake Gokyo I
8	<i>Planktothrix agardhii</i> (Gomont) Anagnostidis & Komárek	9, 10	2700—4900	Stagnant water
9	<i>Stigonema mamillosum</i> Agardh ex Bornet et Flahault	12	5000	Outlet of Lake Imja
Bacillariophyceae				
10	<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>euglypta</i> (Ehrenberg) Cleve	7	3700	Small pond edge of the Bhotekoshi River
11	<i>Craticula perrotettii</i> Grunow	5, 6, 7, 13	3700—4300	Running as well as stagnant water
12	<i>Cymbella cymbiformis</i> Agardh	between 2 to 3, 13	4300—4700	Stagnant as well as running water
13	<i>Cymbella lanceolata</i> Agardh	7, 10, 13	3700—4600	Running water
14	<i>Denticula</i> sp.	between 2 to 3	4700	Running water
15	<i>Didymosphenia geminata</i> (Lyngbye) Schmidt	between 10 to 13, 8	3400—4300	Running water
16	<i>Eunotia lunaris</i> (Ehrenberg) Grunow	13	4300	Stagnant water at edge of the Lobuche River
17	<i>Eunotia monodon</i> var. <i>alpina</i> (Kützing) Grunow	5	4300	Running water
18	<i>Fragilaria crotonensis</i> Kitton	10, 13, 6	3700—4600	Running water

Table 1 (continued)

SN	Taxa	Sampling sites	Altitudinal range (m)	Habitat
19	<i>Fragilaria vaucheriae</i> (Kützing) Petersen	9, between 10 to 13, 2 to 3	2700—4700	Running water
20	<i>Frustulia rhomboides</i> (Ehrenberg) De Toni	5	4300	Running water
21	<i>Gomphonema sphaerophorum</i> Ehrenberg	between 2 to 3, 6, 7	3700—4700	Running water
22	<i>Hannaea arcus</i> (Ehrenberg) Patrick	7, 10, between 1 to 2, 2 to 3	3600—4700	Slow running water
23	<i>Meridion circulare</i> (Greville) Agardh	13	4300	Stagnant water at edge of the Lobuche River
24	<i>Odontidium mesodon</i> (Ehrenberg) Kützing	7, 9, 11, 6, between 1 to 2, 2 to 3	2700—4770	Running water
25	<i>Pinnularia brauniana</i> (Grunow) Studnicka	8	3400	Running water
26	<i>Pinnularia viridis</i> (Nitzsch) Ehrenberg	6, 8, 10, 13	3400—4900	Running as well as stagnant water
27	<i>Stauroneis phoenicenteron</i> (Nitzsch) Ehrenberg	6	3700	Running water
28	<i>Surirella didyma</i> Kützing	9, between 10 to 13	2700—4300	Stagnant water
29	<i>Tabellaria flocculosa</i> (Roth) Kützing	5, 7, 13	3700—4300	Running water
30	<i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch) Compère	between 1 to 2, 2 to 3, 11	4300—4700	Stagnant as well as running water
Zygnematophyceae				
31	<i>Actinotaenium</i> cf. <i>subglobosum</i> (Nordstedt) Teiling	9	2700	Stagnant water at edge of the Dudhkoshi River
32	<i>Closterium acerosum</i> Ehrenberg ex Ralfs	between 1 to 2, 2 to 3, 7, 8, 13	3400-4700	Running water
33	<i>Cosmarium awadhense</i> Prasad et Mehrotra	1, 7	3700—4660	Stagnant water
34	<i>Cosmarium</i> cf. <i>sublatereundatum</i> West et West	9	2700	Stagnant water with rocky habitat
35	<i>Cosmarium subspeciosum</i> Nordstedt	5, 13	4300	Stagnant as well as running

Table 1 (continued)

SN	Taxa	Sampling sites	Altitudinal range (m)	Habitat
36	<i>Cylindrocystis brebissonii</i> (Ralfs) De Bary	5	4300	Running water
37	<i>Cylindrocystis</i> sp.	8	3400	Running water
38	<i>Euastrum coralloides</i> var. <i>trigibberum</i> Lagerheim	5	4300	Running water
39	<i>Euastrum oblongum</i> Greville ex Ralfs	13	4300	Stagnant water
40	<i>Hyalotheca dissiliens</i> Brébisson ex Ralfs	13	4300	Stagnant water
41	<i>Mougeotia</i> sp.	4, 5, 13 between 2 to 3	4300—4700	Moist steep rocks, stagnant as well as running water
42	<i>Netrium digitus</i> (Brébisson ex Ralfs) Itzigsohn & Rothe	5	4300	Running water
43	<i>Penium cylindrus</i> Brébisson ex Ralfs	13	4300	Stagnant water
44	<i>Spirogyra</i> cf. <i>amplectens</i> Skuja	1, 4, 8, 9	2700—4660	Rocky sloppy region, running as well as stagnant water
45	<i>Stauroastrum</i> sp.	5, 8, 9, between 2 to 3, 10 to 13	2700—4700	Running as well as stagnant water
46	<i>Staurodesmus mordax</i> var. <i>nudus</i> (Turner) Compère	4	4600	Moist sloppy rocks
47	<i>Zygnema</i> sp.	4, 10, between 1 to 2	4700—4900	Moist rocky habitat as well as running water
Trebouxiophyceae				
48	<i>Botryococcus</i> cf. <i>braunii</i> Kützing	between 10 to 13	4300	Stagnant water
49	<i>Chlorella vulgaris</i> Beijerinck	between 2 to 3	4650	Slow running water
Chlorophyceae				
50	<i>Bulbochaete</i> sp.	3	4660	From outlet of Lake Gokyo I
51	<i>Desmodesmus communis</i> (Hegewald) Hegewald	4, 13	4300—4600	Sloppy moist rocky region and running water

Table 1 (continued)

SN	Taxa	Sampling sites	Altitudinal range (m)	Habitat
52	<i>Oedogonium</i> sp.	between 10 to 13, 3	4300—4660	Stagnant water
53	<i>Pediastrum duplex</i> Meyen	between 10 to 13	4300	Stagnant water
54	<i>Sphaerocystis schroeteri</i> Chodat	between 10 to 13	4300	Stagnant water
55	<i>Tetrademus obliquus</i> (Turpin) Wynne	8, 11, 13	3400—4300	Running water, stagnant water
Euglenophyceae				
56	<i>Phacus</i> sp.	8	3400	Running water

Note. 1 — Lake Gokyo III; 2 — Lake Gokyo II; 3 — Lake Gokyo I; 4 — the Ngozumpa glacier; 5 — the Luza River; 6 — the Thame Spring; 7 — the Bhotekoshi River; 8 — the Namche Spring; 9 — the Dudhkoshi River; 10 — the Lobuche River; 11 — the Lower Lobuche River; 12 — the Imja River; 13 — the Pheriche spring.

trophyceae (30.4 %), Cyanophyceae (16.0 %), Chlorophyceae (10.7 %), Trebouxiophyceae (3.6 %), and Euglenophyceae (1.8 %).

Correlation among different physiochemical properties of the water. Bivariate correlations showed high congruence among the variables representing physiochemical water parameters. For example, nitrogen content had a negative relationship with pH, phosphorus content, dissolved oxygen, and temperature, and a positive relationship with total dissolved solids and conductivity (Figure 2). Total dissolved solids and conductivity had the highest correlation coefficient ($r = 0.93$) followed by that between phosphorus content and pH ($r = 0.73$).

Variation in algal richness and physiochemical properties of the water across three ecosystems. The ANOVA and Tukey's HSD tests revealed no significant differences ($p > 0.05$) in the mean values of algal richness and other physiochemical properties of the water across three ecosystems (Figure 3).

Variation in physiochemical properties of water across elevation. The result of generalized additive model showed that the total nitrogen, total phosphorus, total dissolved solids and conductivity increased with increasing elevation, while temperature and dissolved oxygen decreased with increasing elevation (Figure 4). While some variables showed near linear relationship (dissolved oxygen), most other variables exhibited a hump-shaped or non-linear relationship.

Influence of elevation and physiochemical properties of the water on algal richness. Along an elevation gradient, the highest number of algal species was recorded from Lake Gokyo I (4661 m), whereas in the Imja River (4165 m), only one species of Cyanophyceae was recorded (Table 2). The algal diversity

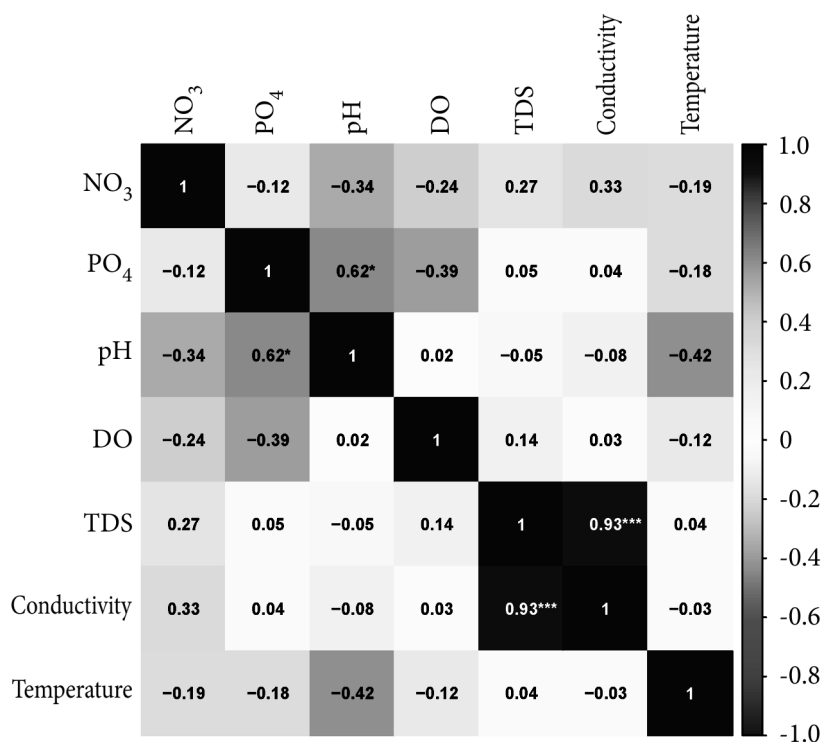


Fig 2. Correlation among the variables representing different physical and chemical properties of the water. Significant correlations are indicated with an asterisk (*), where the number of asterisks denotes varying levels of significance. *** $p < 0.001$, * $p < 0.05$

showed a hump-shaped relationship with the elevation (Figure 5), with species richness peaking at around 4500 m, after which the algal diversity decreased. Species richness exhibited both increasing and decreasing trends in relation to various physiochemical properties of the water. For example, species richness increased with the increasing value of total phosphorus and pH. Both total dissolved solids and conductivity displayed a bimodal pattern, exhibiting fluctuations where algal diversity initially decreased, then increased, and subsequently decreased again (Figure 5).

The total phosphorus content explained the highest variation in species richness ($R^2 = 22.63\%$) followed by pH ($R^2 = 10.20\%$), elevation ($R^2 = 7.29\%$), total dissolved solids ($R^2 = 7.21\%$), dissolved oxygen ($R^2 = 6.49\%$), temperature ($R^2 = 4.88\%$) and conductivity ($R^2 = 3.34\%$) (Table 3). The random forest model likewise identified total phosphorus as the variable possessing the greatest predictive power (Figure 6), aligning with the findings of the generalized linear model.

Discussion

Diversity of algal species in the Khumbu region. Totally 56 algal species from the water bodies (6 rivers, 3 lakes, 3 springs and 1 glacier) of the Khumbu

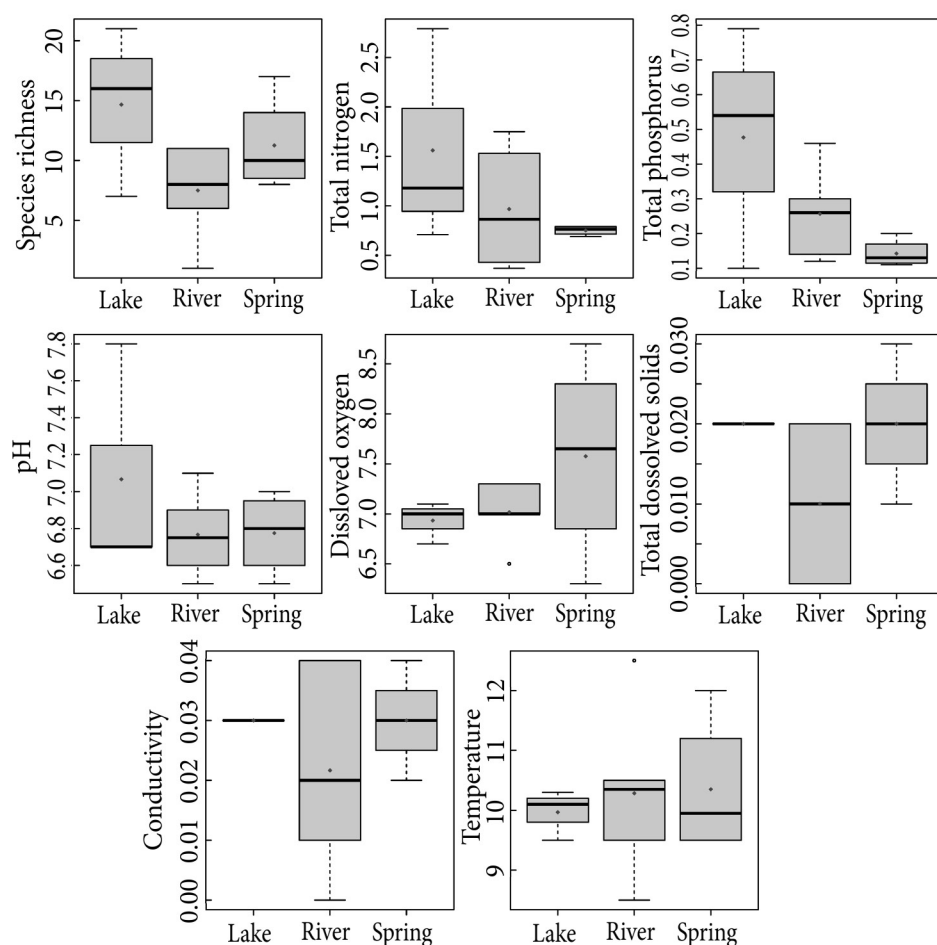


Fig 3. Boxplot showing differences in algal richness and physiochemical parameters of water across lake, river and spring of the Khumbu region. Mean values are represented by diamonds. The ANOVA and Tukey's HSD tests revealed no significant differences ($p>0.05$) in the mean values among three types of water ecosystems

region belonging to 6 classes (Bacillariophyceae, Zygnematophyceae, Cyanophyceae, Chlorophyceae, Trebouxiophyceae, and Euglenophyceae) were found during the period of investigations. The differences in the number of identified algae could be related to their growth and affected by competition between different algal groups, predation in the food chain, the level of pollution, and the flow characteristics of the water [39]. The significant differences in phytoplankton community structure with different nutrient states in water bodies directly reflect varying water quality status [16]. For example, the phytoplankton species belonging to Cyanophyceae and Chlorophyceae are good indicators of environmental change as they can detect the direct entry of domestic sewage, agricultural pollution, municipal waste, and effluents of organic waste from animals and human beings [22]. Similarly, the dominance of populations from the

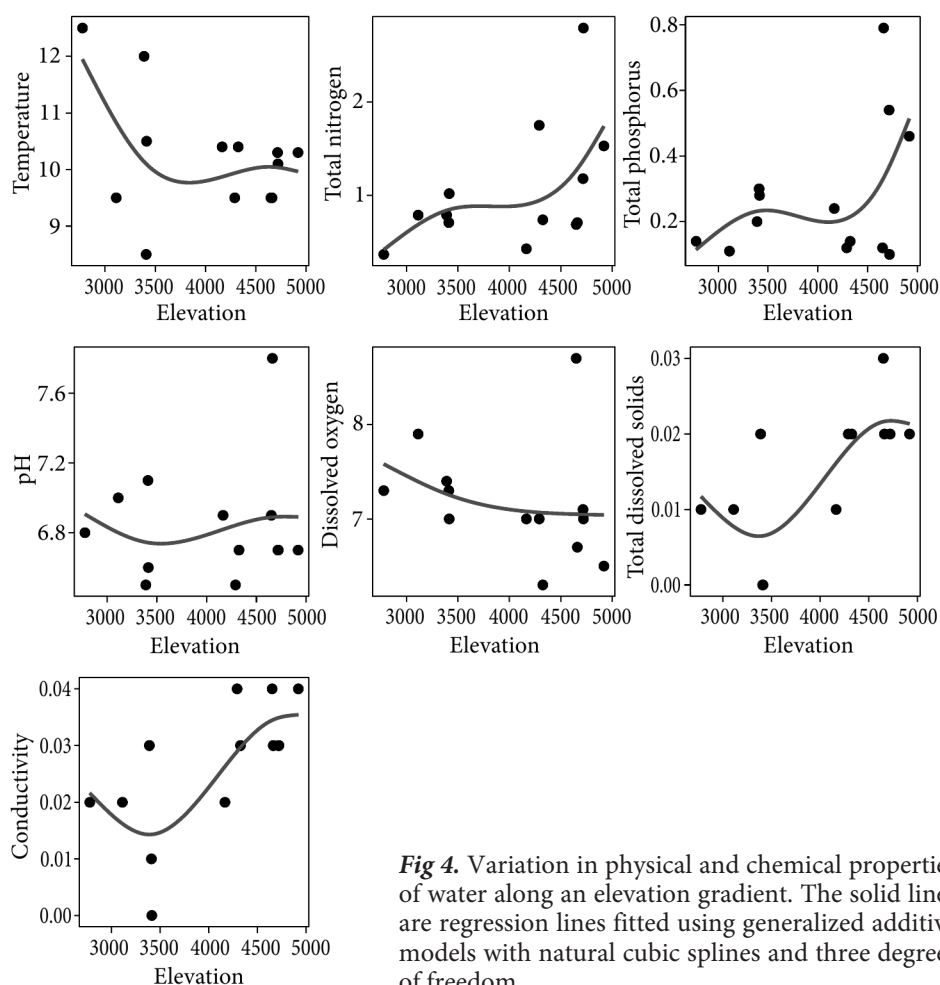


Fig 4. Variation in physical and chemical properties of water along an elevation gradient. The solid lines are regression lines fitted using generalized additive models with natural cubic splines and three degrees of freedom

Bacillariophyceae class can indicate eutrophic conditions in reservoirs, as some species thrive in nutrient-rich environments and are sensitive to changes in water quality [36]. However, not all diatoms are associated with eutrophication, and their presence does not necessarily indicate a reservoir's trophic status [24]. For instance, the presence of *Fragilaria vaucheriae* is indicative of eutrophic conditions, whereas *Hannaea arcus* is associated with oligotrophic environments [44]. Eutrophication is a complex process influenced by a variety of factors, including nutrient levels, temperature, light, etc. As a result, while diatoms are important bioindicators, their role should be interpreted in light of the larger ecological and environmental context.

Physiochemical properties of water along an elevation gradient. As indicated by our data, the temperature is primarily altitude-dependent as we observed that the temperature of surface water decreased linearly with increasing elevation up to 4000 m after which the temperature reaches an asymptote and decreases again after 4700 m. This is plausible because the air temperature is strongly related to altitude and decreases as altitude increases in mountain are-

Table 2

Total number of species recorded from various algal classes at different locations and altitude

SN	Locality	Alt. (m)	Trebouxio- phyceae	Bacillario- phyceae	Cyanophy- ceae	Zygnemato- phyceae	Chlorophy- ceae	Euglenophy- ceae	Total species
1	Lake Gokyo III	4720	1	4	—	2	—	—	7
2	Lake Gokyo II	4716	1	8	3	4	—	—	16
3	Lake Gokyo I	4661	—	7	5	7	2	—	21
4	Ngozumpa glacier	4650	—	2	1	4	1	—	8
5	Luza river	4325	—	3	—	6	—	—	9
6	Thame spring	3692	—	6	1	1	—	—	8
7	Bhotekoshi River	3410	—	8	2	1	—	—	11
8	Namche spring	3417	—	3	1	4	2	1	11
9	Dudhkoshi River	2777	—	2	1	3	—	—	6
10	Lobuche River	4919	—	3	2	—	2	—	7
11	Lower Lobuche River	4219	1	4	3	2	1	—	11
12	Imja River	5007	—	—	1	—	—	—	1
13	Pheriche spring	4279	—	7	—	8	2	—	17

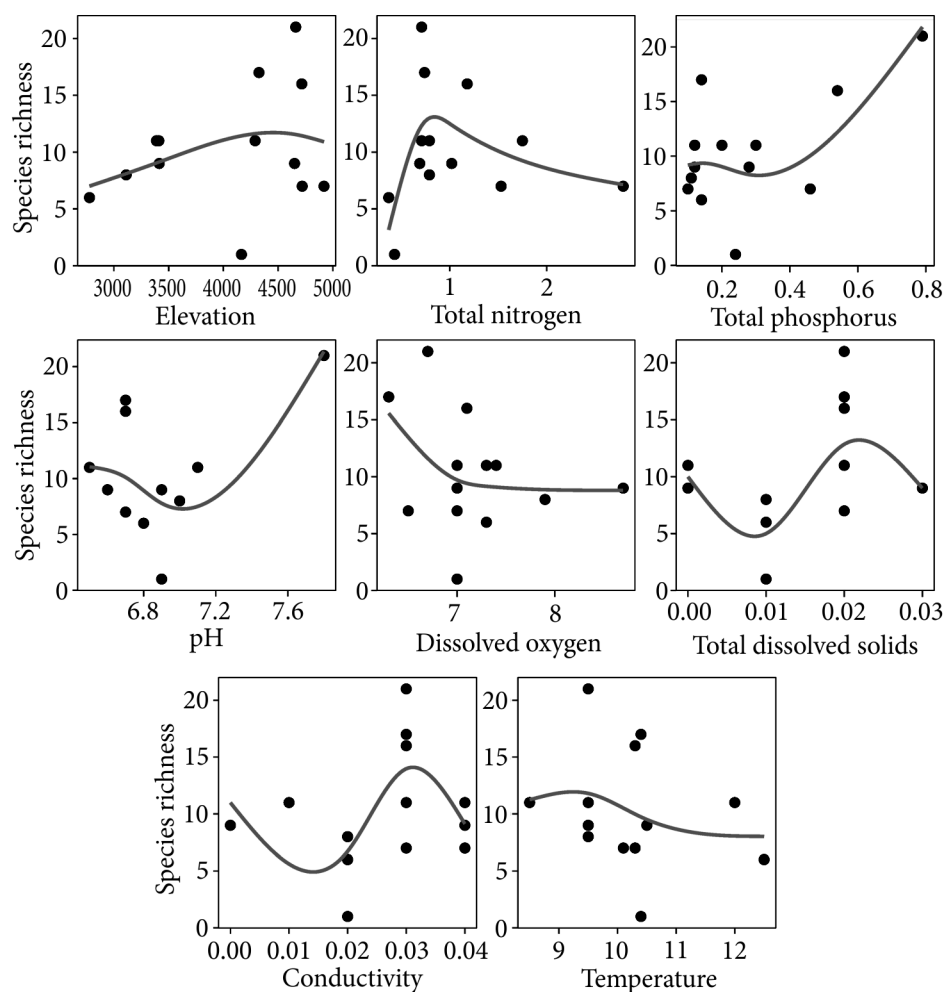


Fig 5. Relationship between algal species richness and different physical and chemical properties of water. The solid lines are regression lines fitted using generalized additive models with natural cubic splines and three degrees of freedom

as [34]. This is a common global trend and has been reported by a number of other studies [17]. The decrease in dissolved oxygen along with the rise in elevation might be due to the decrease in atmospheric pressure as we move upward. It has been found [1] that the concentration of total dissolved solids decreased with altitude which is in contrast to our observation. This disparity may be due to differences in location and uneven human pressures between the two study areas. Another research [53] also discovered that the concentration of dissolved solids decreased with increasing altitude due to an unequal distribution of rock type along altitude. A negative correlation was established between altitude and other physical parameters from the Sagarmatha National Park, a positive correlation — between altitude and pH, and a near-neutral cor-

Table 3

Explanatory power (R^2 , %) of elevation and other water-related parameters for the algal diversity in the lake and river cluster of the Sagarmatha National Park evaluated by negative binomial generalized linear model

Variables	R-square (%)	Coefficient	p-value
Elevation	7.29	0.0002	0.28
Total nitrogen (NO_3^-)	0.34	-0.0541	0.81
Total phosphorus (PO_4^{3-})	22.62	1.1202	0.04
pH	10.20	0.4486	0.24
Dissolved oxygen	6.49	-0.2281	0.34
Total dissolved solids	7.21	17.2277	0.29
Conductivity	3.34	8.762	0.47
Temperature	4.88	-0.1188	0.38

Note. Statistically significant ($p < 0.05$) variable is shown in bold font face.

relation — between altitude and conductivity [33]. In contrast, our data showed that as altitude increased, so did total dissolved solids and conductivity. This could be due to the presence of more anions and cations, as well as the higher concentration of degradable matter dissolved in the water. This might also explain why algal richness increased as we moved upward.

Correlation among physical and chemical properties of the water. Dissolved oxygen showed a positive correlation with total dissolved solids and a negative correlation with phosphorus, nitrogen, pH, temperature, and conductivity. Consistent with [21], we found a negative correlation of pH with the dissolved oxygen. The pH was negatively correlated with the phosphorus content and this relationship was also reported in [7]. The pH affects the concentration of orthophosphate in the aquaponics nutrient solution. The increase in pH lowers the overall concentration of orthophosphate as high pH influences the formation of insoluble calcium phosphate that precipitates from the solution. The temperature has an opposing effect on the concentration of dissolved oxygen in a water body. The higher the temperature, the lower the concentration of dissolved oxygen [48] and our findings clearly support this relationship. Total dissolved solids and conductivity were very strongly correlated with each other ($r = 0.93$) and such significant association has also been reported in [28]. Conductivity is a useful indicator of total dissolved solids. Water's electrical conductivity is provided by dissolved ions of various metallic and organic salts. The rate of dissociation of salt and organic matter increases with temperature [18]. However, it has also been argued that the relationship between conductivity and total dissolved solids is not directly linear as it depends on the strength and activity of the dissolved ions [15].

Algal diversity along an elevation gradient. In general, the algal richness increased with rising elevation. This could be due to multiple factors. However,

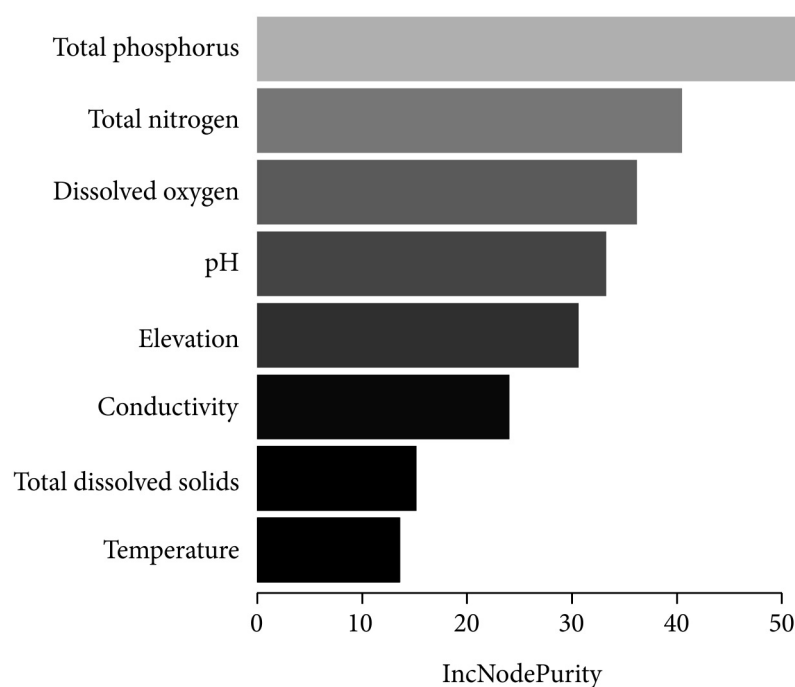


Fig 6. Variable importance plot showing increase in node purity (MeanDecreaseGini) of the random forest model. Variables are arranged in order from highest to lowest predictive capacity

the increase in total nitrogen and phosphorus content along an elevation gradient (see Figure 3) offers a more plausible explanation because both nitrogen and phosphorus have been shown to cause an overgrowth of algae in a relatively short period of time, also known as algal blooming. Our finding is in contrast to several previous studies, which have shown a decrease in algal diversity with increasing elevation. For example, the algal species diversity was relatively high at the lowest and the middle elevation [42]. Similarly, in another study [52], it has been shown that the overall phytoplankton abundance in the Lhasa River decreased with increasing elevation. It has been also reported [50] that the algal biomass in the glacier region decreased as the altitude increased. Studies have suggested that the aquatic vegetation is impacted by altitude only occasionally and usually on a wide geographical or altitudinal scale [26]. It has been found [23] that altitude was the strongest predictor of species richness among all the environmental factors examined. Aquatic ecosystems at high altitudes have extreme environments in which physical stressors associated with ice and snow (winter cover, scouring, and avalanche) and severe climate are limiting factors for the distribution of aquatic plants. However, contrasting finding of algal distribution observed in our study reveals that the algal communities have well fostered in high-altitude lakes and rivers in the Khumbu region, suggesting that the pollution level in high-altitude water bodies is higher than the anticipated scenario. This could be the result of increased deposition of phosphorus and

nitrogen in the lakes and rivers likely due to excessive human activities in the Khumbu region.

Does physiochemical properties of the water influence algal diversity? Our findings show that pH, temperature, dissolved oxygen and phosphorus content are the key factors affecting phytoplankton abundance, which is consistent with studies showing that the growth and reproduction of phytoplankton are affected by various environmental factors [45, 51]. The elevation gradient is one of the main gradients, and it reflects the change in all environmental factors with increasing altitude [8]. The physical and chemical properties of water are the two main aspects that directly affect the growth and reproduction of phytoplankton [17]. Similarly, water temperature is one of the most important physical factors influencing the phytoplankton community because it directly controls lake ecosystems while also indirectly influencing physical and chemical parameters of the water [14]. Although solar radiation is higher in higher elevations than in lower elevations, low temperatures become the primary constraint for vegetation growth in higher elevations [47]. Different pH values of water lead to the growth of different algal species. Phosphorus is the easiest and most readily available nutrient for algae at pH 6–7. The pH of water ranged between 6 and 7 in 11 out of 13 sampling sites, indicating that the pH of water in our study sites is suitable for algal growth [10]. High levels of phosphorus in water bodies accelerate the growth of algae and other aquatic plants. Therefore, phosphate levels also indicate the eutrophic condition of a fresh water body and determine its pollution level [49]. Phosphorus content is an important water parameter because it contributes significantly to water quality degradation [19]. It is also known as the key nutrient for algal growth, as well as the cause of eutrophication and toxic algal blooms in lakes and rivers [4, 11].

We acknowledge that, in addition to the factors that were analyzed in the current study, other natural factors such as flash floods, avalanches, landslides, and soil disintegration or soil erosion and man-made factors such as the construction of highways and expressways, eradication of substratum, cutting down of forests, forest fires, farming practices, substantial sedimentation, and open utilization of river water could potentially determine the abundance of phytoplankton in water bodies [29, 37]. As comparisons of algal richness and water properties revealed no significant differences among three types of ecosystems, our judgement of combining them together for statistical analyses is fully justified. Although planktonic algae are usually much more diverse and abundant in lakes compared to running water such as rivers, springs or glacier, we did not find such differences in our study region. Therefore, our findings are not biased by the selection of different ecosystems along an elevation gradient.

Conclusion

Totally 56 species of algae from the water bodies (6 rivers, 3 lakes, 3 springs and 1 glacier) of the Khumbu region belonging to 6 classes (Bacillariophyceae, Zygnematophyceae, Cyanophyceae, Chlorophyceae, Trebouxiophyceae and Euglenophyceae) were found during the period of investigations. The dominance of algal populations from the class Bacillariophyceae (37.5 % of the total

number of species) across all sampling sites suggests the potential for eutrophic conditions in water bodies in the Khumbu region. However, while certain diatom species are known as indicators of nutrient-rich environments, their overall dominance does not conclusively determine eutrophication because some species are associated with oligotrophic conditions. A comprehensive evaluation of species composition, along with supporting environmental data such as nutrient levels, oxygen concentrations, and water clarity, is essential to accurately assess the trophic status of these water bodies. An interesting elevation-dependent increase in phosphorus and nitrogen content, as well as total dissolved solids, observed in our study further indicates high pollution levels in high-altitude water bodies. Our study also revealed a significant association between phosphorus content in the water and algal species richness, which is a clear indication that the increased levels of phosphorus in water bodies accelerate algal bloom. Except for the Imja River, which occurs at an elevation of 5007 m, all the water bodies in the Khumbu region below 5000 m have abundant algal species, indicating increased pollution levels. This is a worrying scenario because the Khumbu region is a popular tourist destination and is one of the most visited places in Nepal. Consuming such contaminated water (mostly indirectly because villages and settlements in the Khumbu region obtain their water directly from open water sources) may thus not only pose a serious health risk to tourists, but may also have a long-term impact on the local people and economy. Retrospectively, increased human activity as a result of a thriving tourism industry in the Khumbu region has significantly contributed to increased pollution levels in water bodies. With climate change and increased tourism already increasing the vulnerability of the Khumbu region, our findings highlight the need of constantly monitoring the environment therein.

Literature Cited

1. Ahmad, S. & Z. Ansari. 2020. Characteristics of rock—water interaction in Gangotri proglacier meltwater streams at higher altitude catchment Garhwal Himalaya, Uttarakhand, India. *Journal of Earth System Science* **129**(1): 173.
2. Akasaka, M., N. Takamura, H. Mitsunashi & Y. Kadono. 2010. Effects of land use on aquatic macrophyte diversity and water quality of ponds. *Freshwater Biology* **55**(4): 909—922.
3. Anagnostidis, K. & J. Komárek. 1988. Modern approach to the classification system of the Cyanophytes 3: Oscillatoriales. *Algological Studies* **50**(53):327—472.
4. Billen, G. & J. Garnier. 1997. The Phison River plume: coastal eutrophication in response to changes in land use and water management in the watershed. *Aquatic Microbial Ecology* **13**(1): 3—17.
5. Bornette, G. & S. Puijalon. 2011. Response of aquatic plants to abiotic factors: a review. *Aquatic Sciences* **73**: 1—4.
6. Capers, R.S., R. Selsky & G.J. Bugbee. 2010. The relative importance of local conditions and regional processes in structuring aquatic plant communities. *Freshwater Biology* **55**(5): 952—966.
7. da Silva Cerozi, B. & K. Fitzsimmons. 2016. The effect of pH on phosphorus availability and speciation in an aquaponics nutrient solution. *Bioresource Technology* **219**: 778—781.

8. Dalkıran, N., O. Küllköylüoğlu, Ş. Dere et al. 2021. Effect of habitat type on algal species diversity and distribution at high altitudes. *Ecohydrology & Hydrobiology* **21**(1): 189—199.
9. Desikachary, T.V. 1959. *Cyanophyta*. New Delhi, Indian Council of Agricultural Research.
10. Ebrahimzadeh, G., M. Alimohammadi, M.R. Kahkah & A.H. Mahvi. 2021. Relationship between algae diversity and water quality — a case study: Chah Niemeh reservoir Southeast of Iran. *Journal of Environmental Health Science and Engineering* **19**: 437—443.
11. Elser, J.J., E.R. Marzolf & C.R. Goldman. 1990. Phosphorus and nitrogen limitation of phytoplankton growth in the freshwaters of North America: a review and critique of experimental enrichments. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **47**(7): 1468—1477.
12. Fernández-Aláez, C., M. Fernández-Aláez, F. García-Criado & J. García-Girón. 2018. Environmental drivers of aquatic macrophyte assemblages in ponds along an altitudinal gradient. *Hydrobiologia* **812**: 79—98.
13. Ferrarese, S., F. Apadula, F. Bertiglia et al. 2015. Inspection of high—concentration CO₂ events at the Plateau Rosa Alpine station. *Atmospheric Pollution Research* **6**(3): 415—427.
14. Gudas, C., D. Bastviken, K. Steger et al. 2010. Temperature-controlled organic carbon mineralization in lake sediments. *Nature* **466**(7305): 478—481.
15. Hakim, I. & B. Parolin. 2008. Spatial structure and spatial impacts of the Jakarta metropolitan area: A Southeast Asian EMR perspective. *International Journal of Civil and Environmental Engineering* **2**(10): 227—235.
16. Hamilton, P.B., I. Lavoie & M. Poulin. 2012. Spatial, seasonal and inter annual variability in environmental characteristics and phytoplankton standing stock of the temperate, lowland Rideau River, Ontario, Canada. *River Research and Applications* **28**(9): 1551—1566.
17. Han, X., B. Pan, G. Zhao et al. 2021. Local and geographical factors jointly drive elevational patterns of phytoplankton in the source region of the Yangtze River, China. *River Research and Applications* **37**(8): 1145—1155.
18. Hayashi, M. 2004. Temperature-electrical conductivity relation of water for environmental monitoring and geophysical data inversion. *Environmental Monitoring and Assessment* **96**: 119—128.
19. Ho, J.C., A.M. Michalak & N. Pahlevan. 2019. Widespread global increase in intense lake phytoplankton blooms since the 1980s. *Nature* **574**(7780): 667—670.
20. Hrivnák, R., J. Kochjarová & P. Pal'ove-Balang. 2013. Effect of environmental conditions on species composition of macrophytes — study from two distinct biogeographical regions of Central Europe. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* **411**(09): 1—15.
21. Ishaq, F. & A. Khan. 2013. Assessment of ecological aspects and impact of pollution on limnological conditions of river Yamuna in Dehradun district of Uttarakhand, India. *European Journal of Experimental Biology* **3**(2): 18—31.
22. Jafari, N. & S.S. Alavi. 2010. Phytoplankton community in relation to physico-chemical characteristics of the Talar River, Iran. *Journal of Applied Sciences and Environmental Management* **14**(2).
23. Jones, J.I., W. Li & S.C. Maberly. 2003. Area, altitude and aquatic plant diversity. *Ecography* **26**(4): 411—420.
24. Kelly, M.G. & B.A. Whitton. 1995. The trophic diatom index: a new index for monitoring eutrophication in rivers. *Journal of Applied Phycology* **7**: 433—444.
25. Kleinschroth, F. & J.R. Healey. 2017. Impacts of logging roads on tropical forests. *Biotropica* **49**(5): 620—635.
26. Lacoul, P. & B. Freedman. 2006. Relationships between aquatic plants and environmental factors along a steep Himalayan altitudinal gradient. *Aquatic Botany* **84**(1): 3—16.

27. Lauridsen, T.L., E. Jeppesen, S.A. Declerck et al. 2015. The importance of environmental variables for submerged macrophyte community assemblage and coverage in shallow lakes: differences between northern and southern Europe. *Hydrobiologia* **744**: 49—61.
28. Madzin, Z., M.F. Shai-in & F.M. Kusin. 2015. Comparing heavy metal mobility in active and abandoned mining sites at Bestari Jaya, Selangor. *Procedia Environmental Sciences* **30**: 232—237.
29. Mahabaleshwara, H. & H.M. Nagabhushan. 2014. A study on soil erosion and its impacts on floods and sedimentation. *International Journal of Research in Engineering and Technology* **3**(3): 443—451.
30. Mäkelä, S., E. Huitu & L. Arvola. 2004. Spatial patterns in aquatic vegetation composition and environmental covariates along chains of lakes in the Kokemäenjoki watershed (S. Finland). *Aquatic Botany* **80**(4): 253—269.
31. Naveen, B.P., J. Sumalatha & R.K. Malik. 2018. A study on contamination of ground and surface water bodies by leachate leakage from a landfill in Bangalore, India. *International Journal of Geo-Engineering* **9**(1): 27.
32. Nepal, S.K. & S.A. Nepal. 2004. Visitor impacts on trails in the Sagarmatha (Mt. Everest) national park, Nepal. *AMBIO: A Journal of the Human Environment* **33**(6): 334—340.
33. Nicholson, K., E. Hayes, K. Neumann et al. 2016. Drinking water quality in the Sagarmatha National Park, Nepal. *Journal of Geoscience and Environment Protection* **4**(4): 43—53.
34. Novikmec, M., M. Svitok, D. Kočický et al. 2013. Surface water temperature and ice cover of Tatra Mountains lakes depend on altitude, topographic shading, and bathymetry. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research* **45**(1): 77—87.
35. Omer, N.H. 2019. Water quality parameters. *Water quality — Science, Assessments and Policy* **18**: 1—34.
36. Palmer, C.M. 1969. A composite rating of algae tolerating organic pollution 2. *Journal of Phycology* **5**(1): 78—82.
37. Poor, E.E., V.I. Jati, M.A. Imron & M.J. Kelly. 2019. The road to deforestation: Edge effects in an endemic ecosystem in Sumatra, Indonesia. *PLoS One* **14**(7): e0217540.
38. Pozo, R.D., C. Fernández-Aláez, M. Fernández-Aláez & N.F. Santiago. 2011. Assessment of eutrophication effects on charophytes in Mediterranean ponds (North-Western Spain). *Fundamental and Applied Limnology* **178**(3): 257—264.
39. Reynolds, C.S. 2006. *The ecology of phytoplankton*. Cambridge University Press. 551 pp.
40. Scott, A.M. & G.W. Prescott. 1961. Indonesian desmids. *Hydrobiologia* **17**: 1—32.
41. Singh, S. & R.C. Sharma. 2018. Monitoring of algal taxa as bioindicator for assessing the health of the high-altitude wetland, Dodi Tal, Garhwal Himalaya, India. *International Journal of Fisheries and Aquatic Studies* **6**(3): 128—133.
42. Takeuchi, N. 2001. The altitudinal distribution of snow algae on an Alaska glacier (Gulkana Glacier in the Alaska Range). *Hydrological Processes* **15**(18): 3447—3459.
43. Trivedy, R.K. & P.K. Goel. 1984. Chemical and biological methods for water pollution studies. *Environmental Publications*. India, Karad. 215 pp.
44. Van Dam, H., A. Mertens & J. Sinkeldam. 1994. A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands. *Netherland Journal of Aquatic Ecology* **28**: 117—133.
45. Varol, M.E. & B. Şen. 2018. Abiotic factors controlling the seasonal and spatial patterns of phytoplankton community in the Tigris River, Turkey. *River Research and Applications* **34**(1): 13—23.
46. Witkowski, A., H. Lange-Bertalot & D. Metzeltin. 1996. The diatom species *Fragilaria martyi* (Heribaud) Lange-Bertalot, identity and ecology. *Archiv für Protistenkunde* **146**(3—4): 281—292.

47. Xiao, J., G. Sun, J. Chen et al. 2013. Carbon fluxes, evapotranspiration, and water use efficiency of terrestrial ecosystems in China. *Agricultural and Forest Meteorology* **182**: 76—90.
48. Xing, W., M. Yin, Q. Lv et al. 2014. Oxygen solubility, diffusion coefficient, and solution viscosity. Pp. 1—31 in: *Rotating electrode methods and oxygen reduction electrocatalysts*. Elsevier.
49. Yang, X.E., X. Wu, H.L. Hao & Z.L. He. 2008. Mechanisms and assessment of water eutrophication. *Journal of Zhejiang University. Science B* **9**: 197—209.
50. Yoshimura, Y., S. Kohshima & S. Ohtani. 1997. A community of snow algae on a Himalayan glacier: change of algal biomass and community structure with altitude. *Arctic and Alpine Research* **29**(1): 126—137.
51. Zalocar de Domitrovic, Y., M. Devercelli & M.E. Forastier. 2014. Phytoplankton of the Paraguay and Bermejo rivers. *Advances in Limnology* **65**: 67—80.
52. Zhang, J.Y., Z. Gao, H.B. Shen et al. 2017. Community structure characteristics of plankton in Lhasa River in spring. *Freshwater Fisheries* **47**(4): 23—28.
53. Zhu, B., J. Yu, X. Qin et al. 2012. Climatic and geological factors contributing to the natural water chemistry in an arid environment from watersheds in northern Xinjiang, China. *Geomorphology* **153**: 102—114.

Надійшла 25.07.2024

N.P. Ghimire,
Tribhuvan University
Kirtipur, Kathmandu, Nepal
e-mail: np.ghimire@cdbtu.edu.np

N. Shrestha,
Kathmandu University
Dhulikhel, Kavre, Nepal

S. Naz,
University of Rajshahi
Bangladesh

Sh. K. Rai,
Tribhuvan University
Biratnagar, Nepal

P. Ghimire,
Tribhuvan University
Kirtipur, Kathmandu, Nepal

S. Shrestha,
Tribhuvan University
Dhankuta, Nepal

P.K. Jha,
Tribhuvan University
Kirtipur, Kathmandu, Nepal

DIVERSITY OF PLANKTON ALGAE ALONG AN ELEVATION GRADIENT IN THE FRESHWATER ECOSYSTEMS OF THE KHUMBU REGION, NEPAL

Understanding the diversity and composition of algal communities across different elevation gradients and factors affecting these patterns can provide valuable insights into the ecological processes that shape these ecosystems. In this study, we aimed to investigate the diversity and composition of algae in the Khumbu region of Nepal and assess their relationship with environmental variables along an elevation gradient. We collected algal samples from 13 lakes and rivers ranging in elevation from 2700 m to 5000 m and analyzed the relative influence of various environmental factors on algal richness, including altitude, temperature, nitrogen and phosphorus content, dissolved oxygen concentration, total dis-

solved solids content, and conductivity. A total of 56 species from six classes were recorded from various sampling sites, with Bacillariophyceae being the most abundant (20 species). Species richness exhibited both increasing and decreasing trends in relation to various physiochemical properties of the water. The region exhibited a general trend of rising algal richness with increasing elevation. This phenomenon can be attributed to the elevation-dependent rise in total dissolved solids, along with higher nitrogen and phosphorus levels, caused by intensified human activity. Of all the variables, phosphorus content had the strongest effect on algal richness, indicating that phosphorus is the most significant predictor of water quality. The increase in phosphorus content and subsequent algal richness in these high-altitude fresh water lakes and rivers points to the deterioration in water quality in the Himalayan reservoirs. With climate change and rising tourism already increasing the vulnerability of the Khumbu region, our findings underline the importance of regularly monitoring the ecosystem therein.

Keywords: *algal diversity, diatoms, the Khumbu region, physiochemical properties of the water, the Sagarmatha National Park, Nepal.*

ВОДНА ФЛОРА І ФАУНА

УДК 599.32:591.9 (477)

Д. О. ЛАЗАРЄВ, аспірант, провідний інженер,
Інститут зоології НАН України,
Національний науково-природничий музей НАН України,
вул. Богдана Хмельницького 15, Київ, 01054, Україна
e-mail: lazarevden@ukr.net
ORCID 00000-0002-8663-747X

І. В. ЗАГОРОДНЮК, к. б. н., старш. наук. співроб., пров. наук. співроб.,
Національний науково-природничий музей НАН України,
вул. Богдана Хмельницького 15, Київ, 01054, Україна
e-mail: zoozag@ukr.net
ORCID 0000-0002-0523-133X

І. Г. ЄМЕЛЬЯНОВ, д. б. н., старш. наук. співроб., академік НАН України,
Національний науково-природничий музей НАН України,
вул. Богдана Хмельницького 15, Київ, 01054, Україна
e-mail: emeln@museumkiev.org
ORCID 0000-0001-8198-8695

НУТРІЯ (MYOCASTOR COYRUS) У ВОДОЙМАХ УКРАЇНИ: ФОРМУВАННЯ ДИКИХ ПОПУЛЯЦІЙ ТА ЇХНЄ МІСЦЕ В ГІЛЬДІЇ НАПІВВОДЯНИХ ГРИЗУНІВ-ФІТОФАГІВ¹

Розглянуто особливості формування природних популяцій нутрії в Україні — чужорідного виду гідрофільних гризунів, щодо якого здійснювалися численні спроби інтродукцій у водоймах України з початку 1930-х років. Наведено детальні відомості про темпи натуралізації і сучасний стан популяцій нутрії в Україні. Практику інтродукцій закладено на півдні України, в Херсонській і суміжних областях, передусім на нижньому Дніпрі, де одночасно проводились успішні експерименти з інтродукцією ондатри. Надалі, після початку періоду похолодання практика утримань цілком перейшла у систему звіроферм, де застосовували кліткове утримання. Одночасно сформувалися численні осередки приватного утримання по всіх областях країни, коли тварин утримували у клітках, проте нерідко мало місце і напіввільне утримання у малих ставках-копанках. Цей період, що активно тривав до кінця 1990-х років, дав приклади численних втеч тварин у природу, що йшло на тлі спадання попиту на хутро і м'ясо. Такі місця утримання і втеч стали осередками фор-

¹ Дослідження проведено за розділом «Дослідження змін біоти в умовах змін клімату, природокористування та воєнних дій на прикладі видів-інтродуцентів зі складу теріофауни східної частини України» наукової теми Національного науково-природничого музею НАН України.

Ц и т у в а н н я: Лазарєв Д.О., Загороднюк І.В., Ємельянов І.Г. Нутрія (*Myocastor coyrus*) у водоймах України: формування диких популяцій та їх місце в гільдії напівводяних гризунів-фітофагів. *Гідробіол. журн.* 2025. Т. 61, № 3. С. 41—62.

мування мікропопуляцій, які мали вкрай нестабільну структуру і часто зникали через складні умови зимівлі, що не раз відмічено в даних за 1980—1990-ті роки. Проте з 2000-х років почалося стрімке зростання кількості реєстрацій виду в природі, що детально простежено й описано. Локальні мікропопуляції стали формувати більш складну метапопуляційну структуру, що стала компенсаційним механізмом локальних зникнень. Зокрема численні стабільні осередки сформувалися поряд з людськими поселеннями у різних куточках країни: у басейні Дніпра, пониззі Дністра — в місцях втеч або навмисних випусків тварин. Авторська база даних включає 77 записів щодо реєстрації місцезнаходжень після 2000 р. Загальна поточна чисельність може бути оцінена у кілька тисяч особин, що вже більше чисельності інших видів-інтродуцентів, давно поставлених на облік у системі державної статистики «2-тип (мисливство)». Подальші процеси глобального потепління, суттєвого пом'якшення зим, а також зменшення антропогенного преса на природні ресурси у водоймах через економічні чинники та заходи безпеки у зв'язку з воєнним станом створюють умови для подальшого зростання популяції виду в Україні. Фактично вид має бути визнаний невід'ємним компонентом місцевих фауністичних угруповань, що дотепер не було однозначно зроблено.

Ключові слова: нутрія, натуралізація, екоморфологія, кліматичні зміни, Україна.

Нутрія болотяна — *Myocastor coypus* (Molina, 1782) — вид-інтродуцент ссавців, мало пристосований до природних умов України. На початку та в середині ХХ ст. в Україні проводили розселення цього виду, однак ефективнішим з господарської точки зору виявилось його напіввільне утримання, що практикували у пониззях Дніпра [36]. Протягом останніх двох-трьох десятиліть з'явилися численні повідомлення про знахідки представників цього виду в природних умовах багатьох регіонів України, зокрема й з фактами розмноження та цілорічного проживання в природі. Насамперед це явище може бути пов'язане з потеплінням клімату — зростанням температури, скороченням снігового і морозного періодів [25, 38]. До того ж розселення чужорідних видів зумовлено й впливами війни, що ведуть до руйнації природних комплексів та потрапляння у природне середовище тварин, які утримувалися в неволі [15, 16].

Зміни клімату в умовах помірного поясу та відповідної природної зональності спричиняють значні зміни меж природних зон, що впливає на умови існування всіх організмів. Це стосується не тільки місцевої біоти, але й видів-вселенців, поширення яких нерідко стримували саме кліматичні умови. Водночас такі трансформації можуть бути несприятливими для аборигенних видів, що вестиме до змін рясноти тих й інших, а інтродуценти можуть отримати переваги, які сприятимуть зростанню чисельності їхніх популяцій і ролі в природних комплексах.

Увага до формування природних популяцій нутрії у водоймах України зумовлена тим, що ці тварини є великими напівводними фітофагами і потенційно конкурують з такими місцевими видами, як бобр річковий (*Castor fiber*), ондатра (*Ondatra zibethicus*), щур водяний (*Arvicola amphibius*). Тому процеси натуралізації важливо розглянути в контексті вбудови виду в структуру місцевих фауністичних угруповань загалом і відповідної гільдії напівводних гризунів-фітофагів зокрема.

Мета цієї роботи — аналіз випадків виживання виду в природі після випусків або втеч з культури, закономірностей формування природних популяцій нутрії у водоймах України, перспектив поширення цього виду та його впливу на аборигенну фауну.

Матеріал і методика досліджень²

Авторами використано п'ять типів джерел даних, важливих для організації системи моніторингу, відповідно до раніше розробленого алгоритму [56]: прямі дані теренових досліджень; OSINT-пошук (на основі повідомлень в мережах, перелічених далі); аналіз наукової літератури; дані мисливської статистики за формою «2-тп (мисливство)» (Державна служба статистики України); опитування колег (передусім мисливствознавців, мисливців, лісівників, інших природокористувачів, колег з установ природно-заповідного фонду, аматорів).

У всіх випадках роботи з даними, отриманими з відкритих джерел, проводилась їхня верифікація: на основі фото- та відеоматеріалів, описів тварин, додаткових обговорень, урахування попереднього досвіду автора знахідки, співставлення з іншими підтвердженими даними. Деякі дані отримано шляхом аналізу колекцій природничих музеїв.

У статистичних показниках, отриманих у Державній службі статистики України, дані про чисельність нутрії наводяться досить фрагментарно, проте вони також важливі. Так, у 2002 р. зареєстровано 35 особин у Донецькій обл., у 2005 р. — 6 особин у АР Крим, у 2007 р. — 15 особин у Чернівецькій обл., у 2009 р. — 31 особина у Житомирській обл.

З метою оцінки поширення нутрії дані про її знахідки наведено у форматі кадастрів, з увагою до записів останніх 20 років. Для кожного запису зазначено місце знахідки (область, район, населений пункт), дату, деталі знахідки (кількість особин, біотоп), посилання на автора спостереження або джерело. Для позначення характеристики джерела використовували скорочення, прийняті у попередній праці авторів [56]:

SN (social networks) — для соціальних мереж (у т. ч. SN-FB — Facebook; SN-INat — INaturalist; SN-UkrBIN — Ukrainian Biodiversity Information Network); MM (mass media) — повідомлення у ЗМІ (з відповідним рівнем верифікації); PC (personal communication) — для особистих повідомлень (у т. ч. PC-N — натуралісти; PC-B — біологи); НПП — національний природний парк, ПЗ — природний заповідник.

Відомі знахідки згруповано у чотири блоки: 1) західні, 2) центральні, 3) східні, 4) південні області України. Знахідки розділено на три групи за тривалістю існування поселень: (1) короткотривалі (поодинокі знахідки, де тварин відмічали не більше кількох разів протягом одного сезону та їхня подальша доля залишилася невідомою); (2) місця тривалого існування (місця, де тварин спостерігали протягом кількох сезонів, нутрії ус-

² Дякуємо всім згаданим у тексті колегам за повідомлення про знахідки виду, а також В. Коренюку, Н. Смірнову та Т. Турейській за надані в користування фото. Наша подяка проф. О.О. Протасову за корисні зауваження щодо змісту рукопису та висловлених ідей.

пішно пережили зиму та зафіксовано факти розмноження); (3) місця формування стабільних локальних популяцій.

Результати досліджень

Загальна характеристика виду. *Myocastor coypus* (Molina, 1782) — вид ссавців із родини Echimyidae ряду Muriformes (Rodentia auct.). Раніше відносили до роду *Myopotamus* родини Capromyidae [23, 39 та ін.], згодом — до роду *Myocastor* родини Myocastoridae [24, 26], а останнім часом — до родини Echimyidae [18, 45]. Нутрію не раз згадували у переліках фауни [напр., 23, 24], проте з примітками про відсутність стабільних поселень. Без приміток про випадкові втечі вид внесено у списки фауни тільки 2012 р. [17].

За винятком випадкових втікачів із культури, що не формують локальних диких популяцій, тобто видів групи «маргінали» (підгрупа AS1c), всі об'єкти цього дослідження відносяться до групи «інтродуценти» (AS3), що включає три підгрупи [за 13]: AS3a — штучно інтродукований [колись] аборигенний вид; AS3b — умисно інтродукований завідомо чужорідний вид; AS3c — інтродуцент або втікач з культури з широкою експансією.

Стосовно ситуації з цим видом в Україні можна говорити про значимість всіх шести можливих варіантів його появи в природних місцезнаходженнях (табл. 1). Основний статус (за зазначеним класифікатором) — AS1c, тобто адвентивний вид першого класу («випадкова присутність, проте з потенціалом до формування локальних популяцій») з підкласу «с» («втікач з культури, спорадичне розмноження, здичавілі свійські»).

Історія інтродукцій в Україні. Перші інтродукції нутрії в природне середовище в Україні відбулися на Нижньому Дніпрі на початку 1930-х років [21]. Згодом до цього ж регіону нутрію завозили у 1948 р. з метою напіввільного розведення, що виявилось досить продуктивним [22]. У перших оглядах цей вид (який позначали як *Myopotamus coypus* [23: с. 194]), наводили для Нижньодніпровського ондатрового господарства, де його утримували у напіввільному стані з 1949 р. [39: с. 162]. Згодом, протягом 1950—1953 рр. нутрієві ферми було створено в низці інших регіонів, зокрема на Львівщині (в Городокському та Сокальському районах), на Волині (Оликський та Рожанський райони) та на Рівненщині (Дубенська ферма) [39: с. 163].

Внаслідок заходів з інтродукції нутрії в СРСР ареал її вільного поширення був окреслений Приазов'ям та Причорномор'ям [32]. У східному Приазов'ї, зокрема в Кубанських плавнях, чисельність нутрії зростала в періоди теплих зим. Так, після масової загибелі тварин у сувору зиму 1953—1954 рр. [22] у наступні 1957—1961 рр. чисельність нутрій там зросла до 1876 особин [1]. У ті ж роки почали вдаватися до практики напіввільного утримання [32, 41].

У Криму стабільні популяції нутрії деякий час існували на Сивашах [3]. Це було започатковано завезенням тварин у 1950-х роках для клітко-

Таблиця 1

Особливості та варіанти інтродукції нутрії в Україні (способи інтродукції — за [56])

Способи інтродукції	Приклади з цим та іншими видами	Частота
Умисні вселення 1 (програми збагачення мисливських угідь)	Планові інтродукції, починаючи з 1930-х років, передусім на Нижньому Дніпрі	Спочатку інтенсивно, тепер відсутні
Умисні вселення 2 (несистемні вселення)	Напіввільне утримання біля водойм — і в частині випадків у напіввільному стані — ондатри і нутрії (напр. нутрієве господарство в Олександрівці на Донеччині)	Регулярні, але не часті
Втечі з культури	Регулярні втечі нутрій в різних регіонах з формуванням малих локальних груп (див. далі)	Регулярні, часті
Експансії з місць інтродукції чи втечі у віддалених регіонах	Є локальні переселення поза місцями втеч, на Ворсклі, в гирлі р. Десни, у верхів'ях р. Вовчої*	Мінімальні, але трапляються
Точкові напіввільні утримання з постійною біотехнією	Підтримка популяцій втікачів в окремих ставкових господарствах, зокрема на Львівщині	Регулярні, але не часті
Випуски на волю при руйнації системи утримання	Спровоковані воєнними діями спустошення приватних садиб, розплідників та звіринців в зонах активних баталій та руйнації місць утримання або інфраструктури з евакуацією господарів [15]; численні випадки в зонах бойових дій	Загалом не часті, проте в умовах війни постійно

* На кілька десятиліть раніше аналогічною була поява ондатри на заході України (з місць інтродукції у Польщі) та поява візона (*Neogale vison*) на Київському водосховищі (з місць стихійної інтродукції в Білорусі) [33]. Формально обидва види є інтродуцентами та втікачами з культури, проте в багатьох місцях з'явилися внаслідок інвазій з суміжних районів [56].

вого розведення, проте часті втечі нутрій призвели до формування ефекту натуралізації: з 1980-х років від мисливців надходили регулярні повідомлення про мешкання нутрій на опріснених водоймах та заболочених місцевостях Сиваша [6]. Насправді, як відмічено в цитованій праці, такі популяції не були життєздатними і невеликі поселення, що виникали внаслідок втеч, трималися не більше кількох років.

Тимчасові поселення в різні періоди існували у заплаві р. Сіверський Донець [30], р. Грузький Єланчик [40], у Приазов'ї (на р. Берда, Молочна, Обіточна), в Одеській обл. (на річках Кучурган, Сарата, Когильник, Кукляницькому лимані), а також на інших водоймах південних областей України. Після скорочення поголів'я нутрії у приватних господарствах, що сталося на початку XXI ст., спостерігалось і зникнення цих тварин у природних умовах [3].

Огляд знахідок і поширення. Останніми роками з'явилося багато повідомлень з різних куточків України про знахідки нутрії у природних умовах та про факти перебування тварин у різних біотопах, що засвідчує явні зміни у природі і значне поширення виду в природних екосистемах усіх природних зон України [9 та ін.]. Значною мірою цьому сприяло кілька факторів: потепління клімату, спад попиту на хутро, занепад звіроферм тощо.

У західних областях України місця постійного існування нутрій та більшість поодиноких їх знахідок зосереджені неподалік від людських поселень, в урбаністичних місцезнаходженнях та в місцях рекреації, чим пояснюється нерівномірність розподілу місцезнаходжень виду в цьому регіоні (рис. 1). Інформацію про знахідки узагальнено у кадастрі:

Поодинокі знахідки у західних областях України:

• Хмельницька обл., пд. околиці м. Хмельницький, 20.09.2018, $n = 1$, (В. Демцун: SN-FB); • Івано-Франківська обл., м. Яремче, 12.10.2021, $n = 1$, штучний ставок (І. Шиян: SN-FB); • Івано-Франківська обл., м. Косів, 17.02.2024, 5 нутрій на ставку в зимовий час, з підгодівлею, поруч з крижнями (А. Hushul: SN-FB); • Чернівецька обл., Новоселицький р-н, с. Бояни, 1.10.2022, 48.305377, 26.121576 (І. Скільський: РС-В); • Львівська обл., м. Стебник, 10.08.2022, $n = 1$ (Х. Слюсарчук: SN-FB); • Чернівецька обл., Кельменецький р-н, 24.05.2022, 48.520338, 26.790666, $n = 2$ (доросла і молода особини), тварини використовували як сховище нору в березі р. Сурша (пannota: SN-INat); • Рівненська обл., с. Кругле, 50.619354, 26.342552, $n = 1$, 1.10.2022. (О. Гаврилюк: SN-INat); • Волинська обл., м. Володимир, 30.12.2019 (ММ: Інтернет видання «БУГ»); • Закарпатська обл., м. Виноградів, вул. Чкалова, 19.12.2024, втеча нутрії (М. Штець-Гевкан: SN-FB).

Місця тривалого існування виду на заході України:

• Львівська обл., с. Щирець, 49.647256, 23.859956, 23.03.2023, 5 особин, у т.ч. 4 юв. (А. Афтанас: SN-FB); • Львівська обл., Щирецьке вдсх., 10 км південніше м. Львів, р. Щирка, 49.741225, 23.942480, 30.09.2022, $n = 2$, спостереження протягом трьох років (В. Коренюк: РС); • Івано-Франківська обл., с. Крихівці, канал на території ЖК «Калинова слобода» (рис. 2, з), 2018—2021 рр., поселення реєструвалося неодноразово за вказані роки, близько 30 ос. різного віку та кольорів, їх підгодовують місцеві мешканці (Н. Смірнов: РС-В); • Чернівецька обл., Вижицький р-н, озера в окол. с. Банилів, 30.02.2021, $n = 30$ (дорослі і молоді), випущені у 2018—2019 рр., підгодовують люди (І. Скільський: РС-В), на основі pers. повід. Н. Кириченко); • Чернівецька обл., с. Банилів, 48.375622, 25.355628, 24.10.2020, на час спостереження поселення існувало близько 10 років, підгодовувалися резидентами (І. Скільський: РС-В); • Івано-Франківська обл., НПП «Гуцульщина», постійно у водно-болотних угіддях, нечисленний (Літопис природи НПП «Гуцульщина» за 2008—2022 рр.); • Івано-Франківська обл., с. Слобода Рівнянська, тварин випустили мисливці у 2019 р., чисельність була 200 особин, станом на 2023 р. залишилося близько 50 ос. через вилучення на м'ясо (ММ: видання gk-press.if.ua, 13.07.2023); • м. Рівне, парк Оствиця, нутрії розмножуються, люди підгодовують їх та утеплюють їхні укриття (низка повідомлень 2023—2025 рр. на youtube-каналі «Оствиця» та сторінці парку в Facebook); • Івано-Франківська обл., м. Івано-Франківськ, осінь 2020, $n = 1$, живе в міському озері (Н. Магмет: SN-FB), там само, 28.12.2020, $n = 3$ (Ю. Поспелов: SN-FB); там само протягом 2023—2024 рр. (SN); • Хмельницька обл., с. Пільний Олексинець, 49.200048, 26.724697, верхів'я р. Ушиця, ставок, постійно реєстрували 1—3 віль-

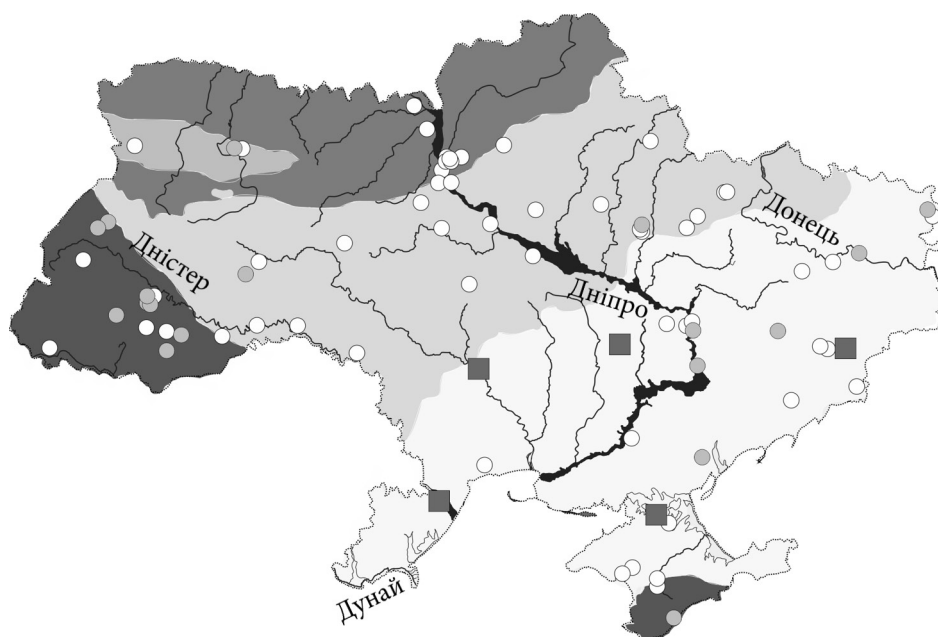


Рис. 1. Поширення нутрії на основі наведених у тексті знахідок; білі кола — поодинокі реєстрації, темні — регулярні зустрічі; квадрати — місця формування стабільних локальних популяцій. Заливки різної інтенсивності (за градієнтом) — природні зони і регіони: степова (найсвітліша), лісостепова, Полісся, Крим, Карпати (найтемніша)

ноживучі нутрії, що є втікачами з приватної ферми на березі ставка, в період 2000—2021 рр.; доля поселення після 2022 р. невідома (М. Дребет: РС-В).

У центральних областях України більшість знахідок нутрії зосереджена у басейні Дніпра, здебільшого в безпосередній близькості до самого русла р. Дніпро та з високою концентрацією в околицях Києва. Така приуроченість цієї серії знахідок (див. перелік), з одного боку, підкреслює значущість річкових мереж у поширенні виду, а з іншого — зумовлена роллю людини в таких умисних чи неумисних інтродукціях та подальшому виживанні інтродуцентів.

Поодинокі знахідки нутрії у центральних областях України:

- Київська обл., с. Хотинівка, напіввільне утримання кількох нутрій у річці біля приватної садиби (приблизно до 2019 р.), де було зафіксовано контакт з вільноживучими нутріями (В. Гриценко: РС-В);
- гирло Десни, 2,5 км від с. Вигурівщина, нутрії трималися на затоці Дніпра, де жила сім'я бобрів, жовтень, рік не відомий (близько 2005—2010 рр. М. Клестов: РС-В);
- Київ, протоки біля Троєщини, літо 1995 р. (повідомлення А. Сагайдака [34]);
- Київ, Троєщинська заплава, 2019 р. (повідомлення О. Причепа [34]);
- Київ, Голосіївський р-н, 14.10.2023, $n = 1$, тварина облаштувала відкрите гніздо на штучних гідротехнічних спорудах ставка (М. Первак: SN-FB);
- Київ, Пуща Водиця, 6.11.2017, дві самиці, що втекли з місця розведення до озера (Л. Клоцко: SN-FB);
- Київська обл., поблизу м. Київ, неподалік Бортничів, 50,3464979, 30,6615178, 1.07.2024 (Т. Рада: SN-FB);
- Київська обл., Вишгородський р-н, с. Сухолуччя, 04.11.2018, $n = 2$ (Т. Турейська:



Рис. 2. Фотореєстрації нутрій у різних регіонах України: *а* — нутрія в Сухолуччі, західна частина Київського вдсх., 4.11.2018 (фото Т. Турейської); *б* — нутрія на Щирецькому вдсх., Львівська обл., 30.09.2022 (фото В. Коренюка); *в* — нутрії на ставку в Косові в зимовий час (17.02.2024), з підгодівлею (стоп-кадр з відео у Facebook від користувача Andriy Hushul); *г* — тварини, що живуть в каналі на території ЖК «Калинова слобода», с. Крихівці, Івано-Франківська обл., березень 2018 р. (фото Н. Смірнова); *д* — нутрія, виявлена в покинутому зруйнованому селищі (стоп-кадр з репортажу інформагенції «NV» 29.05.2023); *е* — група нутрій біля теплини на Зуївському вдсх. (р. Кринка), що на схід від Донецька (стоп-кадр з відео на ТГ-каналі «Тваринний світ Донецького краю», 02.2025)

РС-N, рис 2, *а*); • Київська обл., с. Осташів, 2.10.2021, база єгерів, густа меліоративна система на р. Прип'ять, Чорнобильський заповідник (Д. Вишневський:

РС-В; ММ: «Сьогодні»); • Київська обл., Чорнобильський заповідник, 26.02.2024 (повідомлення на сторінці заповідника у Facebook); • Черкаська обл., Тальнівський р-н, с. Кобринова Гребля, 15.06.2018, ручна тварина, ймовірно потрапила в природу з культури, кілька тижнів підряд жила з городів селян (ММ: «Вісті Черкащина»); • Київська обл., с. Гребінки, 3.07.2022, р. Протока, 49.961496, 30.185469, $n = 1$ (О. Uhnivenko: SN-INat); • Чернігівська обл., Носовський р-н, с. Володькова Дівиця (до 2016 р. «Червоні Партизани»), 50.944, 31.789, $n = 1$, 25.12.1997 (дані О. Вобленка: РС-В); • Черкаська обл., с. Мехедовка, 49.882464, 32.255762, $n = 1$, 16.01.2024 (S. Kravchenko: SN-UkrBIN); • Вінницька обл., с. Ставки, $n = 2$, підгодовувалися свіжими овочами (І. Кучер: SN-FB); • Вінницька обл., с. Лядова, 14.08.2020 (О. Никитюк: SN-FB); • Вінницька обл., окол. м. Ямпіль, 48.230, 28.278, 16.07.2009, р. Дністер, $n = 1$ (N. Smirnov: SN-INat); • Вінницька обл., с. Погребище, Заводський став, 49.493824, 29.264668, $n = 1$, 10.06.2021 (K. Rogorila: SN-UkrBIN); • Київська обл., с. Хотів, літо 2024 р., $n = 3$ (дані з соцмереж); • Черкаська обл., Канівський р-н, 28.12.2023, $n = 1$, без деталей (Т. Красова: SN-FB).

Стабільні популяції нутрії у центральних областях України:

• Дніпропетровська обл., район Кривого Рогу, очисні споруди між селами Красне і Широке [басейн р. Кам'янка], 1990: випущено 4 пари на незамерзаючих ставках, «прижилися, дали потомство і створили невелику популяцію, яка, скоріше за все, існує і зараз», до 2000-х років у цих ставках щороку добували до 35 нутрій, пізніше попит на хутро впав (дані В. Стригунова, за: [3: с. 81–82 Волох 2014]).

Східні області України також є ареною поширення чужорідних видів [27], звідси описано і 9 нових знахідок нутрії у природі [48]. Поширення нутрії в цьому регіоні зумовлено низкою різноманітних факторів: висока частка зустрічей біля великих міст, імовірно через втечі або навмисне вселення (Запоріжжя, Дніпро, Сіверськодонецьк, Полтава) з явною підтримкою тварин (підгодовля), формування локальних поселень на великих водних господарствах з фермами для розведення нутрій (с. Олександрівка, Донецька обл.), регулярні зустрічі в районах заповідних об'єктів, де збереженню втікачів може сприяти заповідний режим («Стрільцівський степ», Луганська обл., «Хомутовський степ» та «Крейдова флора», Донецька обл.).

Війна спричинила як потрапляння виду у природне середовище (виявлення нутрій у покинутих селищах, в районах зруйнованих міст, в місцях бойових зіткнень), так і зникнення нутрій у тих місцезнаходженнях, де вони існували до російського вторгнення. Прикладом є осушення оз. Чистого у м. Сіверськодонецьку через неможливість підтримання рівня води в ньому і, відповідно, зникнення середовища існування нутрії. Детальний перелік знахідок наведено далі.

Поодинокі знахідки нутрії на території східних областей України:

• Донецька обл., Хомутовський степ, р. Грузький Єланчик, 1980 р. [31]; там само, 2002 р. [40]; • Донецька обл., Крейдова флора ПЗ, 2002 р. [32]; • Донецька обл., м. Донецьк, вул. Багратіона, 17.04.2023, $n = 1$ (ММ, [48]); • Луганська обл., Стрільцівський степ, р. Черпаха, в районі автомобільного мосту, 2020 р., $n = 1$ (авторські дані, [48]); • Харківська обл., м. Харків, р. Студенок, 28.08.2021, $n = 1$ (І. Козицький: SN-B, [48]); там само, 02.11.2021, $n = 1$ (ibid.); • Харківська обл., Богодухівський р-н, с. Валки, 2023 р. втечі з ферм, без деталей (SN, [48]); • Хар-

ківська обл., Красноградський р-н, с. Кегичівка, 2023 р., втечі з ферм, без деталей (SN, [48]); • Дніпропетровська обл., м. Дніпро, Монастирський острів, 12.12.2021, $n = 1$ (Д. Васильєва: SN-FB); • Дніпропетровська обл., м. Дніпро, 20.12.2023, $n = 1$ (М. Педашенко: SN-FB); • Полтавська обл., м. Миргород, р. Хорол, 49.954782, 33.593342, 8.06.2022, $n = 2$ (доросла і молода особини) (marig: SN-INat); • Сумська обл., Лебединський р-н., 50.63347, 34.287433, $n = 1$, 5.08.2016 (V. Parkhomenko: SN-INat); • Полтавська обл., м. Полтава, вул. Зелений Острів, 49.584613, 34.58493, $n = 3$, 23.09.2022 (darinz: SN-INat); • Полтавська обл., м. Полтава, міський парк, 25.10.2024, $n = 4$; • Донецька обл., РЛП «Половецький степ», [р. Каратюк], 2024 р. і раніше (Н. Долгова, Т. Князева: ММ); • Донецька обл., р-н Авдіївки, загинула тварина поблизу позицій військових, осінь 2024 р. (ММ); • Дніпропетровська обл., Дніпровсько-Орільський ПЗ, берег Дніпра, 11 км нижче за течією від заповідника, осінь 2022 р. (повідомл. О. Христова [20]); • Донецька обл., м. Слов'янськ, парк Шовковичний, ручна нутрія, 19.04.2024 (ММ: газета «Слов'янські відомості»).

Місця тривалого існування нутрії на території східних областей України:

• Дніпропетровська обл., м. Дніпро, річковий порт, 4.11.2022 (Г. Задорожна: РС-В), там само, тварин реєструють кілька років поспіль (SN-FB); • Полтавська обл., м. Полтава, р. Ворскла, 16.12.2021, понад рік підгодовували пару нутрій, у яких в жовтні 2021 р. був приплід з 6 юв. (ММ: «ІРТ Полтава»); • Луганська обл., Стрільцівський степ, р. Черепаха, 1982 р., $n = 1$, тварину спостерігали влітку і взимку, навіть після встановлення льодового покриву (Літопис Луганського природного заповідника за 1982 р., [48]); • Донецька обл., с. Олександрівка, 1990 р., реєстрація регулярних зустрічей тварин в природі через втечі з ферми (О. Резнік: РС-В, [48]); • Луганська обл., м. Сіверськодонецьк, Паркове озеро, 29.01.2021, $n = 1$, альбінос (ММ, [48]); • Запорізький міський яхт-клуб, 2022 р. (ММ); • нутрія на позиціях військових, квітень 2024 р., ймовірно запорізький напрямок (рис. 2 д, SN).

Стабільні популяції нутрії на території східних областей України:

• Донецька обл., р. Кринка, Зуївське вдсх., $n = 15$ (2 ad, 13 juv), лютий 2025 р. (ММ; рис. 2 е).

Південні області України характеризуються більш теплим кліматом, а протягом останніх десятиліть — майже повним зникненням холодних зим і стабільного льодоставу. Значна частина даних про південні знахідки стосується Криму — регіону з теплим помірно континентальним або й субтропічним кліматом, що сприяє закріпленню виду. Натомість, на півночі Криму поселення нутрій часто приурочені до населених пунктів, де для нутрій споруджували укриття з дощок та очерету (І. Євстаф'єв, особ. повід.). У районі с. Лучистого та с. Ізобільного знахідки нутрій реєструють регулярно, впродовж 2021—2024 рр. (С. Богданович: SN-INat). Відомі такі знахідки:

Поодинокі знахідки нутрій в південних регіонах:

• АР Крим, Сиваш, озеро в околі с. Єрмакове, 45.863486, 34.474944, $n = 1$, 26.06.2020 (Т. Бедієв: SN-INat.); • АР Крим, м. Сімферополь, Київський р-н, [озеро, пн. край], 21.6.2022, $n = 1$, 44.929066, 34.132356, (Є. Давиденко: SN-INat); • АР Крим, м. Сімферополь, Київський р-н, [озеро, пд. край], 30.03.2023, $n = 1$, 44.926713, 34.13116 (Є. Давиденко: SN-INat); • АР Крим, Сакський р-н, с. Шовковичне, 10.02.2023, $n = 2$, 45.188659, 33.670966 (Т. Бедієв: SN-INat); • АР Крим, оз. Сасик-Сиваш, 45.217045, $n = 1$, 33.539342, 19.05.2024 (С. Богданович: SN-INat); • Одеська обл., Лиманський р-н, 46.659336, 31.184729, $n = 1$, 13.08.2013

(D. Smirnov: SN-INat); • Херсонська обл., район с. Каїри, одна з дніпровських заток, 07.06.2020 (О. Гуда: SN-FB); • Запорізька обл., Мелітопольський р-н, Приазовський НПП, р. Великий Утлюк, 46.587811, 35.073128, 2 ос. (є фото, на снігу), 21.01.2021 (О. Дядичева, особ. повід.).

Місця тривалого існування нутрій на півдні України:

• АР Крим, Ялтинський р-н, окол. с. Ізобільне, Ізобільницьке вдсх. і ставки нижче за нього, 44.687074, 34.357299; 44.687564, 34.358590; 44.681088, 34.371895; 44.681088, 34.371896 [Краснорайське оз.] та ін., 2021—2022 рр. п'ять реєстрацій (С. Богданович: SN-INat).

Стабільні популяції нутрії на півдні України:

• Одеська обл., Нижньодністровський НПП, звичайний вид, добре зимує, розмножується; вид умисно вселено місцевими мешканцями (М. Роженко: РС-B); • Одеська обл., Нижньодністровський НПП, гирла річок Дністер та Турунчук, станом на 16.02.2025 близько 100 особин протягом кількох років реєструють на території Парку (масмедіа); • Миколаївська обл., в районі с. Мар'ївка на р. Південний Буг, 2022—2024 рр. (можливо, й раніше) [29]; поточна чисельність до 50 особин (В. Артамонов: РС-B); • АР Крим, Сиваський залив, тварин випускають місцеві мешканці, живуть у кількості від кількох десятків, у штучних укриттях (з дощок або очерету) поруч з людськими поселеннями (10—20 м), 2005—2015 рр. (І. Євстаф'єв: РС-B);

Аналіз наведених даних засвідчує поступовий, але поступальний розвиток явища натуралізації нутрії у водоймах України. Якщо найперші відомості про нутрій стосувалися тільки поодиноких їх знахідок у природі, то в останні 15—20 років (а надто в останнє десятиріччя) кількість місцезнаходжень, в яких формуються стабільні локальні популяції з тварин, що живуть у природних умовах цілорічно і в частині випадків розмножуються, суттєво зросла (див. розділ «Обговорення»). Прикладами стабільних поселень в природі є чотири наведені вище місцезнаходження, зосереджені у південних регіонах, фактично в межах степової зони: на таких водоймах, як Нижній Дністер, Південний Буг, Сиваш та р. Кринка (Зуївське вдсх.).

Так, на Сиваші, звідки донедавна описували тільки поодинокі знахідки нутрій [7], на сьогодні сформувалася стабільна їхня популяція (див. перелік вище). Тварини тут мешкають цілорічно, при тому добре пристосувалися і до присутності людей і свійських тварин (качки, собаки, корови) (І. Євстаф'єв, особ. повід.). Подібна вільна популяція на Дністрі на сьогодні досягла абсолютної чисельності 100 особин, що свідчить про формування стійкого угруповання нового виду ссавців у пониззі цієї річки. Тварин на території Нижньодністровського національного парку спостерігають протягом кількох років (за матеріалами групи цього НПП у соцмережі Facebook; М. Роженко, особ. повід.).

Подібні факти демонструють формування стабільних життєздатних популяцій внаслідок кількох факторів: а) великих розмірів водойм; б) розвиненої прибережної рослинності; в) південного розташування таких місцезнаходжень; г) можливості формування великих метапопуляцій. Останнє є особливо важливим для великорозмірних гризунів, надто напівводолюбних, оскільки вони формують поселення стрічкового типу, що

первинно є розрідженими, а тому суттєво залежними від обміну особинами. Цьому сприяє те, що такі поселення можуть бути розтягнутими уздовж берегових ліній на значну відстань, завдяки відносно великій однорідності берегів водойм.

Гільдійна структура. Процес поширення нутрії пов'язаний із входженням представників цього виду не лише в екосистему загалом, а й у склад певних типів фауністичних угруповань, в нашому випадку — напівводних тварин і, до того ж — у складі відповідних гільдій. Розглядаючи гільдію як частину угруповання, яка визначається схожим способом кормодобування [42], нутрію треба вивчати у системі взаємин (конкурентних, топічних та ін.) з іншими видами напівводних та гідрофільних гризунів-фітофагів. Такими в нашому випадку є ондатра, щур водяний та бобр (табл. 2). Саме такий склад гільдії припускався нами у попередніх працях [10, 56].

Загальновідомо, що види, які входять до складу однієї гільдії, не перебиваються за розмірними ознаками, а отже, можуть співіснувати без високого рівня конкуренції. Проте при суттєвому перекритті екоморфологічних ознак види можуть переходити у статус конкурентів за користування окремими видами ресурсів, включно з кормовими. Таким чином, нутрія в процесі пристосування неминуче починає взаємодіяти з іншими напівводними гризунами-фітофагами, і тому важливо розглянути всю цю групу, по суті гільдію, з екоморфологічної точки зору.

Детально явище розподілу тварин у гільдійних структурах описане у М. Бігона зі співавт. [42]: види розподіляються за своїми лінійними ознаками, важливими для кормодобування, вздовж градієнта кормових ресурсів з кроком, близьким до сталої Хатчінсона [46], яка становить 1,26. Огляд основних положень і суміжних концептів представлено нами ра-

Таблиця 2

Гільдія напівводних гризунів-фітофагів у просторі розмірних екоморфологічних ознак черепа

Розмірні ознаки черепа, мм (за [12])	Ранг 1. <i>Arvicola amphibius</i>	Ранг 2. <i>Ondatra zibethicus</i>	Ранг 3. <i>Myocastor coypus</i>	Ранг 4. <i>Castor fiber</i>
СВЛ конділобазальна довжина черепа	36—42	52—67	98—127	97—137
ІМЗ повна довжина зубного ряду	23—27	17—25	56—70	83—97
ДВМ довжина ряду кутніх зубів	8—10	13—17	25—30	30—35
МАЛ довжина мандибули	25—25	30—42	89—96	100—115
МАН висота мандибули	11—13	27—37	61—73	77—94
dbm довжина нижнього ряду кутніх зубів	8—11	13—18	31—33	30—38

ніше [10]. У цій роботі ми аналізуємо гільдію напівводяних ссавців-фітофагів, використовуючи в якості розмірних екоморфологічних ознак загальну (кондилобазальну) довжину черепа та кілька інших вимірів (табл. 2).

Як видно з цих даних, має місце майже повна відсутність трансгресії метричних ознак. Це дозволяє припустити, що нутрія, як і ондатра (тобто обидва види-інтродуценти), фактично без конфліктів (в екоморфологічному сенсі) вбудовувалась в наявну структуру гільдії напівводяних гризунів-фітофагів. Більше того, один з цих видів (ондатра) вже сформував стійкі природні популяції в зонах інтродукції та існує без підтримки з боку людини, демонструючи в рази більшу чисельність, ніж аборигенні види. По суті на шляху до подібного успіху, чому надзвичайно сприяє глобальне потепління і не набагато менше — техногенне потепління водойм або окремих їхніх ділянок, перебуває нутрія.

Успішність формування стабільних поселень нутрії в природі визначається наявністю вільної ніші в структурі гільдії напівводяних фітофагів [9]. Очевидно, що концепція екоморфологічних ніш має розглядатися в усьому спектрі їхнього перекривання, тобто не є статичною системою: види можуть бути алопатричними або маргінально симпатричними, диференціюватися не тільки за трофікою, але й за біотопами, добовою активністю тощо. Особливо значущими є просторові взаємини у екологічно близьких видів [55].

З наведених у таблиці даних видно, що обидва види-інтродуценти — ондатра і нутрія — фактично потрапили у вільні екологічні ніші, які відповідають поняттю еконіш як вакансій (за [28 та ін.]). Напівводяні комплекси характеризуються високою екологічною ємністю та евтрофністю, тому в даному випадку інтродукція видів виявилася успішною і кожен вид зайняв вільні ніші згідно з наявними екоморфологічними особливостями і безконфліктністю їхнього входження у структуру «своєї» гільдії.

Серед гільдій, що включили інтродуковані види ссавців у фауні України, «арвіколідна гільдія» (термін запропоновано у попередній праці [56]) є однією з найуспішніших для інтродуцентів. Це зумовлено значно меншою лімітованістю (*de facto* необмеженістю) трофічного ресурсу, ніж, наприклад, у випадку хижих, комахоїдних або кажанів. Звісно, це визначається не тільки самим фактом належності до консументів першого порядку. Зокрема, у випадку з гризунами-землеріями, що живуть у надвужькому екотопі і живляться вкрай обмеженим ресурсом, фактично єдиним нормальним станом є виразна алопатрія або співіснування тільки розмірно найбільш відмінних видів (по суті родів) [25].

Послабленню міжвидових взаємин напевно сприяє і різноманіття типів водойм, включно зі штучними. До появи двох інтродуцентів у складі «арвіколідної» гільдії існували лише два аборигени — *Arvicola amphibius* та *Castor fiber*, між якими була значна (фактично нездоланна) екоморфологічна дистанція. Нутрія тривалий час була обмежена в поширенні через кліматичний фактор. Проте кліматичні зміни відкрили мож-

ливість для формування стабільних популяцій у водоймах України, чому сприяли все нові втечі тварин з місць розведення.

Оскільки пристосованість нутрій до існування в природних умовах України, що оцінена через малу успішність у формуванні природних популяцій, є вкрай низькою, цей вид досі не створює загрози для інших видів, зокрема й через великі екоморфологічні дистанції від них [10]. А втім, фактором обмеження поширення нутрії може стати бобер, що протягом останніх років розселяється по всіх річкових басейнах.

Обговорення результатів досліджень

Значну частку інформації про знахідки нутрії в природі отримано завдяки відкритим джерелам та проектам аматорського типу (GBIF та iNaturalist). Це свідчить про зростання кількості знахідок виду у всіх регіонах України та пояснює немалу частку даних, пов'язаних з урбаністичними місцезнаходженнями. У доповнення до вище наведеного розглянемо такі три питання: 1) «парад» знахідок у суміжних країнах і в Україні, 2) різноманіття біотопів інтродуцента, 3) кліматичні зміни як фактор сприяння поширенню виду.

Наростання кількості знахідок по країнах і в Україні. У Болгарії, після 1989 р., через занепад кооперативної діяльності, нутрії, яких раніше утримували на фермах, почали частіше потрапляти у природне середовище, і чисельність вільноживучих нутрій в цій країні почала зростати. Станом на 2000 р. чисельність нутрій в Болгарії досягла 406 особин, більше 50 % із яких мешкали на природоохоронних територіях [47]. І хоча ферм із розведення нутрій у Болгарії тепер немає, їхнє поширення в природі залежить від діяльності людини. Нутрії тут настільки успішно натуралізувалися, що увійшли в трофічні ланцюги, ставши, зокрема, здобиччю пугача (*Bubo bubo*) [49].

На сьогодні вид мешкає також у Румунії в басейні Дунаю у формі невеликих, але стабільних популяцій [50]. В Угорщині нутрії, згідно з нещодавно оновленим списком диких ссавців [44], перейшли з групи видів, що спостерігалися зрідка, до групи видів, яких реєструють постійно. Вид тут досить швидко поширився, і з 2017 р. є достовірні дані про популяції нутрій, що розмножуються [53]. За останніми даними вид поширений на заході країни та в басейні Дунаю [43].

В Україні експансії нутрії з сусідніх країн не зафіксовано, а отже, їхнє поширення залежить від наявності місць інтродукції, як ненавмисної, так і умисної. Локальні популяції нутрії в Україні пов'язані передусім із втечами тварин з приватних господарств, рідше — з навмисним розселенням.

Протягом 1980—1990-х років були відомі тільки поодинокі знахідки нутрії у природі, по накопиченим нами записам — лише по 2—3 реєстрації на рік (рис. 3). Помітне зростання частоти повідомлень відмічено у 2018 р. (8 записів), і в подальшому кількість повідомлень продовжувала збільшуватись, досягши величин 16—20 записів на рік у 2021—2024 рр. Незначне уповільнення росту кількості реєстрацій в останні три роки

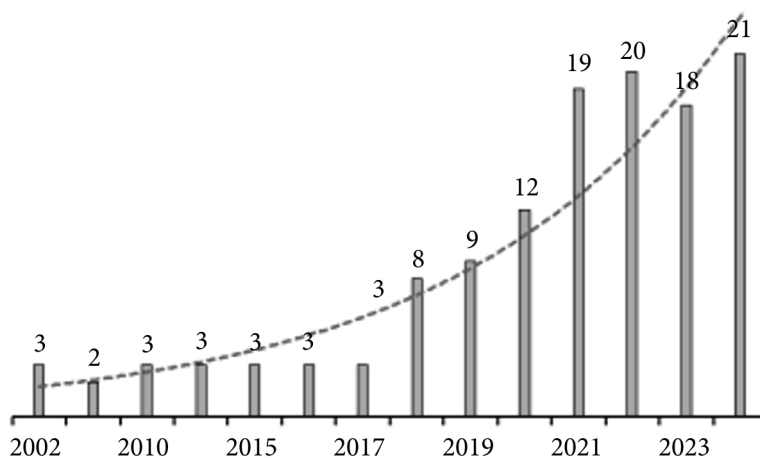


Рис. 3. Динаміка збільшення кількості повідомлень про знахідки нутрії в Україні у природних умовах за період з 2002 по 2024 р. (за наведеним вище кадастром знахідок)

можна пояснити зменшенням обсягів спостережень у природі через війну.

У міру зростання кількості знахідок росте і частка місцезнаходжень з регулярними реєстраціями виду. Іде формування життєздатних популяцій виду з власною системою самовідтворення, по суті без підживлення їх новими втікачами-інтродуцентами, і на сьогодні вже відомо принаймні три такі популяції, згадані вище.

Різноманіття і біотопи інтродуцентів. Нутрії, як і більшість чужорідних видів, найбільш просто заселяють порушені та штучно створені водні об'єкти, проте вони активно заселяють і природні місцезнаходження, передусім у заплавах. Значна кількість реєстрацій нутрій поблизу населених пунктів та людських поселень зумовлена відсутністю тиску хижаків, конкуренції, наявністю додаткових кормових ресурсів та, звісно, високою частотою обстеження таких місць. Виживання виду в заплавах зумовлено високою їхньою евтрофністю і продуктивністю, широким спектром мікростацій.

Власне, ключовою тріадою, яка визначає успішність натуралізації чужорідних видів ссавців у заплавних комплексах, є високий ступінь їхньої трофності, природності та неперервності [14]. Саме такі ценози, на відміну від багатьох суходільних, демонструють легкість вбудовування до складу їхньої фауни інтродуцентів, зокрема і великорозмірних гризунів-фітофагів.

Значну частку місцезнаходжень становлять штучні водойми — канали, ставки, затоки, сформовані внаслідок задамбування водотоків тощо. І дуже примітним є те, що поселення нутрії мозаїчні, не формують великих популяцій стрічкового типу, а приурочені до окремих ділянок водойм з явно видозміненими умовами — часто це прилеглі до господарських чи

рекреаційних зон ділянки берегової лінії, місця скиду теплих вод, водойми-охолоджувачі тощо. Тобто мова йде про точкові місцезнаходження, але кількість їх росте. І важливим є те, що такі водойми мають явно зміщений у вищі значення температурний режим [35]. Оскільки температурний фактор є одним з найбільш вагомим у житті водойм, його роль у формуванні локальних популяцій і розширенні ареалу нутрії очевидна.

Фактори поширення та вплив війни. Поширенню нутрії у природних екосистемах України можуть сприяти кілька факторів, частково розглянутих авторами раніше [56]. Першим з таких факторів, що виник одразу після завезення цих тварин до України на початку XX ст., стали втечі з місць утримання їх у неволі. Серед наведених вище знахідок виду є низка подібних повідомлень, зокрема й у районах розміщення господарств, що практикують напіввільне утримання цього виду гризунів у різних регіонах України.

В умовах військових дій, які тривають, значущим фактором стали покидання господарями або й руйнування господарств, де утримували нутрій, що закономірно спричинило втечу тварин у природу. З відкритих джерел відомо про знахідки нутрій в зоні бойових дій, зокрема на території покинутих поселень; інколи таких тварини підгодовують військові (див. рис. 2).

Внаслідок військових дій очікується зменшення популяцій стенобіонтів [15], зокрема й видів, що входять до однієї з нутрією гільдії (щурів водяних, ондатр, бобрів). Станом на зараз чисельність ондатри суттєво зменшується в багатьох центральних, південних та східних регіонах України, і цей процес триває вже давно [56]. Це може сприяти вивільненню екологічного простору для нутрії (очевидно, що молоді нутрії суттєво перекриваються за екоморфологічними ознаками з ондатрами).

Однією з моделей поширення чужорідних видів є зменшення рівнів присутності та ролі аборигенних видів, що часто супроводжується збільшенням чисельності екологічно близьких чужорідних видів [56]. Серед аборигенних видів, що можуть бути включені в одну гільдію з нутрією, — бобер, для якого поки що немає загрози зниження чисельності, за винятком окремих районів з пересихаючими малими водотоками.

Між напівводними гризунами-фітофагами не відмічено значної конкуренції за кормові чи просторові ресурси, як це має місце в інших групах, зокрема хижих ссавців, де поява чужорідних видів спричинила зменшення чисельності та ареалів аборигенних видів. Детально подібне явище розглянуто на прикладі мустелідної гільдії у складі фауни України [11]. Отже, в рамках такої моделі у випадку гризунів-фітофагів не існує помітних зрушень у чисельності аборигенних видів на користь чужорідного виду, в нашому випадку — нутрії.

З огляду на впливи війни на фауну [15] варто відмітити зростання частоти появи здичавілих особин з числа тих, що були на утриманні (див. рис. 2). Такі тварини часто легко йдуть до рук і звикають до підгодівлі; їхнє потрапляння в природу може бути результатом вимушених випусків

(через евакуацію господарів) або втечі тварин внаслідок руйнації розплідників в умовах війни.

Важливими додатковими факторами формування нових поселень нутрій, у доповнення до природних, стали такі: поява численних теплих водотоків, зникнення попиту на хутро (напевно і дичину), тривала заборона полювань та зниження господарського та рекреаційного навантаження на заплави у зв'язку з війною.

Кліматичні зміни як фактор сприяння. Очевидним лімітуючим фактором для поширення нутрії в низці країн були холодні зими. Кліматичні дані щодо останніх десятиліть свідчать про значне потепління, відсутність в багатьох регіонах сталого снігового і льодового покриву та переважання температур вище 0 °С. В історії фауни України потепління спостерігається не вперше. Так, для періоду XIX—XXI ст. теплими фазами були три періоди — 1830—1850-ті, 1920—1930-ті та 2000-ні—2020-ті роки [18].

Інтродукція нутрії в Україні почалася в пониззі Дніпра у період потепління 1930-х років [21], а для її інтенсифікації там само практикували напіввільне утримання [22]. Дані про знахідки нутрій після Другої світової війни та до початку 2000-х років пов'язані лише із втечами окремих особин з неволі, без формування життєздатних популяцій. На заваді виживанню в природних умовах ставав саме холодний зимовий період, навіть у найтепліших регіонах, таких як Сиваш [7].

Попри це, в низці випадків дослідники відмічали стійкість нутрій до зим і морозів [39: с. 163], однак тільки при утриманні на фермах з напіввільного розведення (очевидно, що там могли бути скиди теплих вод, що не відмічено). Тепер зимові знахідки і цілорічне перебування відомо як на півдні країни, так і на сході (див. вище). У відносно холодних регіонах (Івано-Франківщина, Полтавщина, Донеччина) важливим аспектом стало поширене опікунство з боку людей (підгодівля, спорудження штучних укриттів), що може сприяти натуралізації виду.

Кліматичні градієнти — ізотерми та ізогієти. Хоча особливості поширення нутрії значною мірою визначаються антропогенними факторами, розташування відомих знахідок на картах ізотерм показало кілька закономірностей: 1) відсутність реєстрацій у зонах зимових температур нижче -8 °С (рис. 4, а), 2) відсутність реєстрацій у найбільш посушливих районах з температурами липня +22—24 °С (рис. 4, б) (останнє стосовно України майже напевно є збігом з малою кількістю опадів), 3) відсутність реєстрацій в районах з кількістю опадів нижче 450 мм (рис. 4, в).

Темні кола — регулярні зустрічі, білі — поодинокі знахідки або дані без деталей, квадрати — місця формування стабільних популяцій (на основі даних з рис. 1). Кліматичні дані промальовані відповідно до мап у посібнику «Географія» [4].

Цей набір кліматичних параметрів є визначальним. Проте навіть у несприятливих за вказаними умовами районах знахідки також відомі. Це, на нашу думку, зумовлено наявністю водотоків та водойм зі стабільним гідрологічним режимом і теплими скидами. Вказаним комплексом кліма-

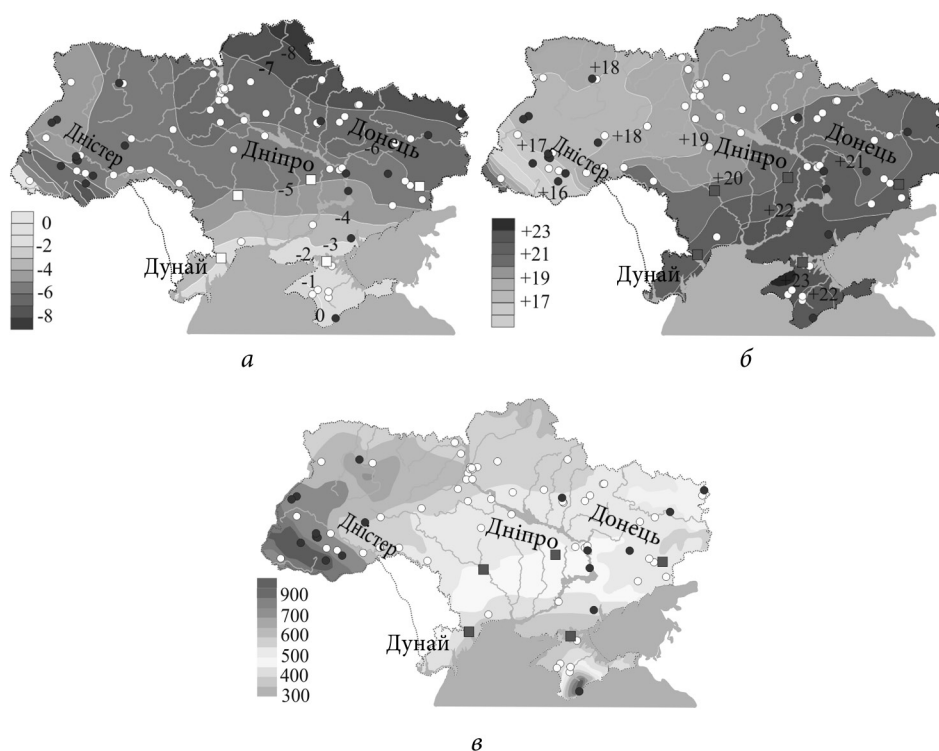


Рис. 4. Знахідки нутрії (точки аналогічні з рис. 1) на карті ізотерм та ізогієт України: а — ізотерми січня; б — ізотерми липня; в — середня річна кількість опадів

тичних факторів може бути пояснено як наявність стабільних поселень нутрії у пониззі Дністра, так і відсутність їх у посушливих районах Херсонщини і північно-західного Криму.

Висновки

На основі викладених матеріалів можна зробити такі висновки про сучасний стан та перспективи поширення виду в природних умовах на території України.

Нутрія добре пристосувалася до природних умов України, чому з огляду на потепління сприяють м'які і теплі зими. Поширення нутрії в свою чергу обмежується просторовою диференціацією кліматичних умов. Так, найменша кількість реєстрацій або їх відсутність пов'язана з районами найбільш низьких зимових температур або ж із найбільш посушливими районами з низькою кількістю опадів та високими літніми температурами, що здебільшого стосується степової зони.

Поширення нутрії значною мірою зумовлено антропогенним впливом, ключовим фактором якого є навмисний випуск або втеча тварин з місць розведення. Нутрії можуть розселятися у природних водоймах, проте часто існування їхніх стабільних популяцій пов'язано з опікою над ними з боку людей, зокрема з підгодовлюю та спорудженням укріплень.

У низці випадків умови ландшафту та продуктивність екосистем сприяють формуванню сталих природних популяцій нутрії без опіки з боку людини. З огляду на зміни клімату і обмеження полювання (на час воєнного стану), очікується подальше збільшення чисельності та розширення ареалу, а, отже, і зростання ролі виду у функціонуванні акваторичних комплексів.

Список використаної літератури

1. Бакеев Н. Н. Некоторые итоги и перспективы акклиматизации охотничье-промысловых животных на Северном Кавказе. Акклиматизация животных в СССР. Фрунзе. 1963. С. 60—62.
2. Вожегова Р.А., Нетіс І.Т., Онуфран Л.І. та ін. Зміна клімату та аридизація Південного Степу України. *Аграрні інновації*. 2021. № 7. С. 16—20. doi.org/10.32848/agrar.innov.2021.7.3
3. Волох А.М. Охотничьи звери степной Украины. Херсон: Гринь Д.С., 2014. 412 с.
4. Гібелът Т.Г., Паламарчук Л.Б., Совенко В.В. Географія. Київ: Грамота, 2016. 272 с.
5. Дідух Я. Екологічні аспекти глобальних змін клімату: причини, наслідки, дії. *Вісн. Нац. акад. наук України*. 2009. № 2. С. 34—44. https://nbuv.gov.ua/UJRN/vnapu_2009_2_12
6. Дулицкий А.И., Евстафьев И.Л., Хайтович А.Б. Эпизоотологическая обстановка, фауна млекопитающих и членистоногих эктопаразитов. Современное состояние Сиваша. Киев: АЕМЕ, 2000. С. 42—66.
7. Дулицкий А.И. Биоразнообразие Крыма. Млекопитающие: история, состояние, охрана, перспективы. Симферополь: СОНАТ, 2001. С. 1—208. <http://terioshkola.org.ua/library/classic/dulicki-2001.htm>
8. Євтушевський М.Н. Мисливські тварини України на волі та у вольєрах. Черкаси: Вертикаль, 2012. С. 1—170.
9. Загороднюк І. Адвентивна теріофауна України і значення інвазій в історичних змінах фауни та угруповань. *Праці Теріологічної Школи*. 2006. Вип. 8. С. 18—47. <https://bit.ly/2QUH08>
10. Загороднюк І. Різноманіття ссавців та видове багатство гільдій. *Наук. Вісн. Ужгород. ун-ту. Серія: Біологія*. 2008. Вип. 24. С. 11—23. <https://shorturl.at/lvE04>
11. Загороднюк І. Закономірності розмірної диференціації видів і статей у багатовидовій гільдії (на прикладі роду *Mustela*). *Наук. зап. держ. природознавчого музею*. 2009. Вип. 25. С. 251—266. <https://bit.ly/4bhv5bL>
12. Загороднюк І. Дослідження остеологічних зразків ссавців: ключові крадіометричні ознаки. *Праці Теріологічної Школи*. 2012. Вип. 11. С. 16—32.
13. Загороднюк І. Наземні хребетні України: адвентивна складова. Київ: Нац. наук.-природ. музей, 2023. 62 с. ISBN 978-617-14-0080-1. <https://bit.ly/46l3GmZ>
14. Загороднюк І. Річкові системи як канали для локального поширення ссавців. Довкілля для майбутнього через наукову освіту. Ужгород: Ужгород. ун-т, 2023. С. 92—94. ISBN 978-617-7796-33-5 <https://www.researchgate.net/publication/371276310>
15. Загороднюк І. Фауна війни: окопні фауни, полемохори, безпритульні, інвайдери (теріологічні аспекти). *Theriologia Ukrainica*. 2024. Т. 27. С. 3—24. doi.org/10.53452/TU2703
16. Загороднюк І., Вишневський Д. Втрати та зміни біорізноманіття в зонах тривалих бойових дій в Україні: теріологічна складова (2014—2022). *Вісн. НАН України*. 2022. № 11. С. 60—78. doi.org/10.15407/visn2022.11.060
17. Загороднюк І., Дикий І. Мисливська теріофауна України: видовий склад і вернакулярні назви. *Вісн. Львів. ун-ту. Серія біологічна*. 2012. Вип. 58. С. 21—44. <https://bit.ly/4ecHWwE>

18. Загороднюк І. Харчук С. Список ссавців України 2020: доповнення та уточнення. *Theriologia Ukrainica*. 2020. Т. 20. С. 10—28. doi.org/10.15407/TU2004
19. Загороднюк І., Харчук С. Кажани Галичини та Буковини 1830—1850 років: склад і зміни фауни за 180 років. *Там само*. 2022. Вип. 24. С. 28—50. doi.org/10.15407/TU2405
20. Задорожна Г., Трифанова М. Чужорідні види ссавців району природного заповідника «Дніпровсько-Орільський». *Там само*. 2023. Т. 26. С. 29—42. doi.org/10.53452/TU2604
21. Киселев Ф. До акліматизації нутрії в низинах Дніпра. *Український мисливець та рибалка*. 1931. № 4. С. 36—37.
22. Колосов А.М., Лавров Н.П. Обогащение промысловой фауны СССР. Москва: Лесн. пром-сть, 1968. С. 1—256.
23. Корнеев О.П. Визначник звірів УРСР. Київ: Рад. шк., 1952. С. 1—216.
24. Корнеев О.П. Визначник звірів УРСР. Вид. друге. Київ: Рад. шк., 1965. С. 1—236.
25. Коробченко М., Загороднюк І. Таксономія та рівні диференціації сліпаків (Spalacidae) фауни України і суміжних країн. *Наук. вісн. Ужгород. ун-ту. Серія Біологія*, 2009. Вип. 26. С. 13—26. <https://shorturl.at/bcHS4>
26. Крыжановский В.И., Емельянов И.Г. Класс млекопитающие / Природа Украинской ССР. Животный мир / Под ред. В.А. Топачевского. Киев: Наук. думка, 1985. С. 197—234.
27. Лазарев Д. Чужорідні ссавці в екосистемах сходу України: історія дослідження та появи видів. *Theriologia Ukrainica*. 2022. Т. 24. С. 216—228. doi.org/10.15407/TU2418
28. Левченко В.Ф., Старобогатов Я.И. Сукцессионные изменения и эволюция экосистем (некоторые вопросы эволюционной экологии). *Журн. общ. биол.* 1990. Вып. 51, № 5. С. 69—73.
29. Легкий С., Артамонов В. Знахідки немишових гризунів у регіоні Національного природного парку «Бузький Гард»: *Sciurus, Spalax, Myocastor. Novitates Theriologicae*. 2023. Pars 16. С. 106—111. <http://doi.org/10.53452/nt1618>
30. Лиманский С., Кондратенко А. Современное состояние териофауны заповедника «Меловая флора». *Праці Теріологічної Школи*. 2006. Вип. 7. С. 29—32.
31. Мартынов В.В., Никулина Т.В. Биологические инвазии животных в экосистемы Северного Приазовья на примере заповедника «Хомутовская степь». *Промышленная ботаника*. 2021. Вип. 21, № 3. С. 140—161.
32. Павлов М. П. Результаты акклиматизации нутрии в СССР. Акклиматизация животных в СССР. Фрунзе, 1963. С. 135—136.
33. Панов Г.М. Динаміка ареалів та чисельності напівводних хутрових звірів в Україні у другій половині ХХ століття. *Вісн. Львів. ун-ту. Серія біологічна*. 2002. Вип. 30. С. 119—132. <https://u.to/sjpKIA>
34. Парнікоза І., Загороднюк І. Териофауна заплави Дніпра у Києві: стан та зміни за останні 100 років. *Theriologia Ukrainica*. 2021. Т. 22. С. 21—48. doi.org/10.15407/TU2205
35. Протасов А. А., Семенченко В. П., Силаева А. А. и др. Техно-экосистема АЭС. Гидробиология, абиотические факторы, экологические оценки. Киев: Ин-т гидробиологии НАН Украины, 2011. 234 с.
36. Пузанов И.И. Фаунистическое районирование степной Украины. *Научн. ежегод. Одес. гос. ун-т. Биол. факультет*. 1960. Вып. 2. С. 100—113.
37. Скоков А.П., Кочегура В.Л., Тимошенко В.А. Позвоночные животные Луганского природного заповедника (Аннотированный список видов). Москва, 1992. 56 с. (Серия: Флора и фауна заповедников СССР; Вып. 48).
38. Тараріко О.Г., Ільєнко Т.В., Кучма Т.Л. Формування екологічно стійких агроландшафтів в умовах змін клімату. *Агроекол. журн.* 2013. № 4. С. 13—21. http://nbuv.gov.ua/UJRN/agrog_2013_4_4

39. Татаринов К.А. Звірі західних областей України (Матеріали до вивчення фауни Української РСР). Київ: Вид-во АН УРСР. 1956. С. 1—188. <http://terioshko-la.org.ua/library/classic/tatarinov-1956.htm>
40. Тимошенко В., Кондратенко А. Исследование фауны млекопитающих в заповеднике «Хомутовская степь». *Праці Теріологічної Школи*. 2006. Вип. 7. С. 33—37.
41. Янушевич А.И. Итоги и перспективы акклиматизации зверей в Киргизию. Акклиматизация животных в СССР. Фрунзе. 1963. С. 207—209.
42. Begon M., Harper J. L., Townsent C. R. Ecology: Individuals, Populations and Communities. Sunderland, Mass Inc., 1986. 876 p.
43. Bócsi B., Bíró Z. S., Katona K. A nutria (*Myocastor coypus*) terjeszkedése Közép Európában: biológiai és gazdálkodási vonatkozások. In: Cserkész T., Kiss C. S., Csorba G. (szerk.). Emlőskutatók Szakmai Napja: Konferencia és Workshop. Eger: MTM, 2024. P. 1—9.
44. Csorba G., Cserkész T., Görföl T. et al. Revised checklist of Hungarian wild mammals [Magyarország vadon élő emlőseinek aktualizált listája]. *Állattani Közlemények*, 2024. Vol. 109 (1—2). P. 49—62. [Hungarian] doi.org/10.20331/AllKoz.2024.109.1-2.6
45. Galewski T., Mauffrey J.F., Leite Y.L. et al. Ecomorphological diversification among South American spiny rats (Rodentia; Echimyidae): a phylogenetic and chronological approach. *Molecular Phylogenetics and Evolution*. 2005. Vol. 34, N 3. P. 601—615. doi.org/10.1016/j.ympev.2004.11.015
46. Hutchinson G.E. Homage to Santa Rosalia or why are there so many kinds of animals? *The American Naturalist*. 1959. Vol. 93 (870). P. 145—159. doi.org/10.1086/282070
47. Koshev Y.S., Nedyalkov N., Raykov I. Range expansion of three invasive alien mammals in Bulgaria. *Russian Journal of Theriology*. 2022. Vol. 21, N 1. P. 53—62. doi.org/10.15298/rusjtheriol.21.1.06
48. Lazarev D. Alien mammal species in floodplain habitats of the Siversky Donets basin (Ukraine). *Theriologia Ukrainica*. 2023. Vol. 25. P. 15—33. doi.org/10.53452/TU2504
49. Milchev B., Spassov N. 2024. Invasive alien coypu (*Myocastor coypus*) as a prey of the native predator Eurasian eagle owl (*Bubo bubo*) in Bulgaria. *Travaux du Muséum National d'Histoire Naturelle «Grigore Antipa»*. 2024. Vol. 67, N 2. P. 443—462. doi.org/10.3897/travaux.67.e118250
50. Murariu D. The state of the mammals (Mammalia) along the Danube, between Gârla Mare and Călărăș (Romania). *Ibid.* 2005. Vol. 48. P. 427—445.
51. Nowicki W., Brudnicki W., Kirkiġo-Stacewicz K. et al. Craniometric features of the population of European beaver (*Castor fiber* L., 1758). *Slovenian Veterinary Research*. Vol. 56, N 2. P. 44—52. doi.org/10.26873/SVR-503-2019
52. Tedeschi L., Biancolini D., Capinha et al. Introduction, spread, and impacts of invasive alien mammal species in Europe. *Mammal Review*. 2022. Vol. 52, N 2. P. 252—266. doi.org/10.1111/mam.12277
53. Vaczi O. Nutria. *Myocastor coypus* (Molina, 1782). In: Haraszthy L. (szerk.). *Invasive Animal Species in Hungary*. Budapest: Duna-Ipoly National Park Directorate — Ministry of Foreign Affairs and Trade, 2022. P. 338—341.
54. Woods C.A., Contreras L., Willner-Chapman G., Whidden H. P. *Myocastor coypus*. *Mammalian Species*. 1992. N 398. P. 1—8. doi.org/10.2307/3504182
55. Zagorodniuk I. Range dynamics in sibling species: facts and reconstructions for the mammal fauna of Eastern Europe. *Theriologia Ukrainica*. 2019. Vol. 18. P. 20—39. doi.org/10.15407/pts2019.18.020
56. Zagorodniuk I., Lazarev D. Dynamics of distribution of introduced mammals in Ukraine and factors influencing them. *Biosystems Diversity*. 2024. Vol. 32, N 4. P. 522—542. doi.org/10.15421/012455

Надійшла 17.02.2025

D. O. Lazarev, PhD student, Leading Engineer,
Institute of Zoology, NAS of Ukraine,
National Museum of Natural History, NAS of Ukraine,
Bohdan Khmelnytsky Street, 15, Kyiv, 01054 Ukraine;
e-mail: lazarevden@ukr.net
ORCID 00000-0002-8663-747X

I. V. Zagorodniuk, PhD (Biol.), Senior researcher, Leading researcher,
National Museum of Natural History, NAS of Ukraine,
Bohdan Khmelnytsky Street, 15, Kyiv, 01054 Ukraine;
Email: zoozag@ukr.net
ORCID: 0000-0002-0523-133X

I. G. Emelyanov, Dr. Sci. (Biol.), Senior researcher, Leading researcher,
Academician of NAS of Ukraine, director,
National Museum of Natural History, NAS of Ukraine
Bohdan Khmelnytsky Street, 15, Kyiv, 01054 Ukraine;
e-mail: emeln@museumkiev.org
ORCID 0000-0001-8198-8695

THE NUTRIA (*MYOCASTOR COYPUS*) IN WATER BODIES OF UKRAINE:
FORMATION OF WILD POPULATIONS AND THEIR PLACE IN THE GUILD
OF PHYTOPHAGOUS SEMIAQUATIC RODENTS

The article analyses the specifics of the formation of natural populations of the nutria in Ukraine, which is an alien species of semiaquatic rodents introduced to Ukrainian water bodies in the early 1930s. Detailed information on the pace of naturalisation and the current status of nutria populations in Ukraine is provided. The practice of introductions was established in the south of Ukraine, in Kherson and adjacent oblasts, primarily in the Lower Dnipro, where successful experiments with muskrat acclimatisation were simultaneously carried out. Later, after the beginning of a cold period, the keeping of nutrias was completely transferred to the system of fur farms, where caged keeping was practiced. At the same time, numerous private breeding centres were formed in all regions of the country, where animals were kept in cages, but semi-free breeding in small ponds was also often practiced. This period, which had lasted until the end of the 1990s, saw numerous occasions of animal escapes into the wild, which occurred against a background of declining demand for nutria fur and meat. Such places of keeping and escape became centres of emergence of micro-populations, which had extremely unstable structure and often disappeared due to difficult wintering conditions, as noted in the reports of colleagues in the 1980s and 1990s. However, in the 2000s, the number of records of the species in the nature began to grow rapidly. The local micro-populations began to form a more complex metapopulation structure, which became a compensatory mechanism for local extinctions. In particular, numerous stable centres have formed near human settlements and in urban ecosystems in different parts of the country, including the Dnipro basin and the Lower Dniester, particularly in places of escape or inscribed releases. The analysed database includes 77 record localities of the species dated to the period after the year of 2000. The total current abundance of the species can be estimated at several thousands of individuals, which is already higher than the number of other introduced species that have long been registered in the state statistics system '2tp-hunting'. Further processes of global warming, significantly milder winters, and less and less pressure on natural resources in water bodies due to economic factors and security measures in connection with martial law will create favourable conditions for further growth of the species' population in Ukraine. In fact, the species should be recognised as an indispensable component of local animal communities, which has not been done unequivocally so far.

Keywords: *nutria, naturalisation, ecomorphology, climate change, Ukraine.*

РИБОГОСПОДАРСЬКА ГІДРОБІОЛОГІЯ І ІХТІОЛОГІЯ

УДК 575:597.551.2(477.5)

С.В. МЕЖЖЕРІН, д. б. н., проф., завідувач відділу,
Інститут зоології ім. І.І. Шмальгаузена НАН України,
вул. Богдана Хмельницького, 15, Київ, 02000, Україна
e-mail: smezhzherin@gmail.com
ORCID 0000-0003-2905-5235

А.О. ЦИБА к. б. н., наук. співроб.,
Інститут зоології ім. І.І. Шмальгаузена НАН України,
вул. Богдана Хмельницького 15, Київ, 02000, Україна
e-mail: tsyba1974@gmail.com
ORCID 0000-0001-5838-0948

ДЕПРЕСІЯ ЧЕРЕЗ ГЕНЕТИЧНУ НЕСТАБІЛЬНІСТЬ ПОПУЛЯЦІЇ ДИПЛОЇДНО-ПОЛІПЛОЇДНОГО КОМПЛЕКСУ ЩИПІВОК *COBITIS ELONGATOIDES* — *TAENIA* — *TANAITICA* р. ІРПІНЬ, ВИКЛИКАНУ ЗАБРУДНЕННЯМ І ПОСИЛЕНУ НАСЛІДКАМИ БОЙОВИХ ДІЙ

Диплоїдно-поліплоїдний комплекс щипівок *Cobitis elongatoides* — *taenia* — *tanaistica* є модельним об'єктом еволюційно-екологічних досліджень. Особливу увагу привертає масова генетична нестабільність популяції *Cobitis taenia* s. l. річок Правобережної України, зокрема р. Ірпінь. Моніторинг генетичної структури локальної популяції р. Ірпінь здійснено в чотирьох пунктах середньої частини річки протягом 2001—2024 рр. Встановлено цикл змін, що пов'язаний з проявом генетичної нестабільності клонових поліплоїдів. У 2001—2002 рр. мали місце відсутність або поодинокі випадки аномалій алозимних спектрів на тлі високої щільності популяції і поширеності щипівок по всьому руслу. У 2004—2021 рр. спостерігалась масовість аномалій, що були зареєстровані у 70—96 % особин. При цьому відбувалось поступове зниження чисельності та фрагментація популяції щипівок р. Ірпінь на ізоляти. У 2023—2024 рр. внаслідок бойових дій і стрімкого зменшення проточності Ірпеня сталося зникнення генетично змінених особин, що зрештою і спричинило обвальне зниження чисельності щипівок. Отже, генетична нестабільність у випадку клонових щипівок є чутливим біоіндикатором, який спочатку чітко відреагував на генотоксичність середовища, а після руйнування гідротехнічних споруд, що забезпечували проточність, відізвався на стрімкі зміни екосистем.

Ключові слова: генетична нестабільність, *Cobitis*, мутаційність середовища, вимирання, руйнування екосистем, бойові дії.

Ц и т у в а н н я: Межжерін С.В., Циба А.О. Депресія через генетичну нестабільність популяції диплоїдно-поліплоїдного комплексу щипівок *Cobitis elongatoides* — *taenia* — *tanaistica* р. Ірпінь, викликану забрудненням і посилену наслідками бойових дій. Гідробіол. журн. 2025. Т. 61, № 3. С. 63—74.

Щипівки роду *Cobitis* Linnaeus, 1758 зазвичай є досить чисельними видами європейських водних систем, до того ж деякі з них мають великі ареали. А втім, стан популяцій європейських видів викликає занепокоєння і вони потребують спеціальної охорони [11, 19]. Причинами стали екологічні і генетичні обставини. У першому випадку — це вразливість при змінах середовища існування, у другому — міжвидова гібридизація, яка призводить до появи різноманітних клонових поліплоїдних біотипів. Чисельність останніх внаслідок ефективного розмноження поступово збільшується, і згодом вони починають переважати над особинами батьківських видів [17, 18].

До того ж щипівки є вдалою моделлю еволюційно-генетичних досліджень [10, 12] і історико-географічних реконструкцій [13, 15], а також ефективним об'єктом еколого-генетичного моніторингу [4, 5]. Ключове місце при цьому займають клонові триплоїдно-тетраплоїдні біотиби, що утворилися внаслідок гібридизації дунайської щипівки *C. elongatoides* Vascescu & Mayer, 1969 з представниками надвидового циркумпонтичного надвидового комплексу, який зокрема включає і *C. taenia* Linnaeus, 1758. Клонові поліплоїди є майже виключно самками, що розмножуються за допомогою гінотезу [16, 21], використовуючи для псевдогамного розмноження самців диплоїдних, як правило, батьківських видів. Диплоїди та поліплоїди утворюють спільні поселення, в яких частіше переважають останні [17, 18].

Ситуацію, що склалася з популяціями щипівок річок Ірпінь, Тетерів та Здвиж слід розглядати як унікальний випадок впливу на природну популяцію, що призвів до масових випадків генетичної нестабільності [3—6]. І це не випадково, адже правобережні притоки Дніпра є найбільш забрудненими річками України [7]. Причому особливо значне антропогенне навантаження дістав басейн р. Ірпінь, стан якого за цим показником оцінюється від незадовільного до катастрофічного [9].

Генетичні дослідження структури локальної популяції щипівок р. Ірпінь, що тривали протягом 2002—2021 рр., показали наступну картину [3—5]. У 2001 р. у вибірці щипівок, що була взята на території м. Ірпінь, спостерігалась стандартна для диплоїдно-тетраплоїдних поселень ситуація. Воно складалось з диплоїдних особин *C. taenia*, що становили біля третини особин, триплоїдів з одним *C. elongatoides* — 2 *taenia*, *C. elongatoides* — *taenia* — *tanaitica* або двома *C. 2 elongatoides* — *tanaitica* геномами дунайської щипівки і одиничними тетраплоїдами *C. elongatoides* — 2 *taenia*, *C. elongatoides* — *taenia* — 2 *tanaitica*, *C. 3 elongatoides* — *tanaitica*. У 2002 р. серед особин біотипу *C. 2 elongatoides* — *tanaitica* були виявлені поодинокі випадки генетичних аномалій. Вони були пов'язані з появою в спектрах локусу *Aat-1* замість продуктів стандартного алелю властивого виду *C. tanaitica* зміненого продукту з меншою електрофоретичною мобільністю. Вже через одне покоління в 2004 р. генетично змінені особини біотипу *C. 2 elongatoides* — *tanaitica* стали переважати, склавши 71,3 % від загальної кількості досліджених особин, і це при тому, що в 2001—2002 рр. на цей біотип припадало менше ніж 20 % особин. У подальшому

аномальні особини досягли рівня 90 %. Раптовість появи, дискретний характер мінливості і незворотність дають підстави вважати, що зміни алозимних спектрів — це мутації, а надзвичайна швидкість їхньої появи вказує на ситуацію генетичної нестабільності.

Найбільш імовірною причиною масової появи генетичних аномалій стало забруднення р. Ірпінь, що було спричинене початком інтенсивного вирощування технічних агрокультур на надзаплавних терасах на початку ХХІ ст. Це призвело до змиву в річку у великій кількості біологічно активних речовин, пестицидів та мінеральних добрив. Через те що р. Ірпінь має екстремально зарегульоване русло (в середньому одна дамба на 2 км) у середній та нижній його частинах відбулось їхнє накопичення, що призвело не тільки до змін у складі біоти [4], але й до генетичної нестабільності у клонових щипівок [3] саме на цих ділянках річки.

Важливою особливістю р. Ірпінь була її штучна підтримка за рахунок підйому води насосними станціями до рівня Київського водосховища. Навесні 2022 р. через військову необхідність було здійснено підриг дамб, що відгороджують Ірпінь від водосховища. Внаслідок змінився водний режим річки [1]. При цьому відбулося підвищення рівня води, а в нижній і середній частинах значно сповільнилась течія, що призвело до початку стрімкої трансформації екосистем, які історично склалися.

Мета роботи полягала у встановленні закономірностей багаторічних змін генотипного складу диплоїдно-поліплоїдного угруповання щипівок р. Ірпінь з акцентом на кардинальні зміни водного режиму у військовий час.

Матеріал і методика досліджень

Аналіз генетичної структури угруповань щипівок проведено на серіях вибірок, зібраних протягом 7—15 років у чотирьох пунктах. Ірпінь-1 (від 50.501352, 30.257118 до 50.510323, 30.258673) — серія вибірок 2004—2010 рр. на мілинах по руслу річки. Ірпінь-2 — серія 2013—2024 рр. (невелика затока з піщаним дном у точці 50.521508, 30.272824 і по руслу за шлюзом від 50.522462, 30.271887 і до 50.516533, 30.257988). Білогородка-1 (50.397460, 30.216748) — вибірки зібрані протягом 2010—2024 рр. по руслу відразу за шлюзом. Дідівщина-1 (50.1509043, 29.774528) — серія вибірок, зібраних у 2017—2024 рр. по руслу одразу за шлюзом.

Лов щипівок здійснювали іхтіологічним сачком до 1 м в діаметрі з вічком в 1 см у дозволений період. Цей спосіб не суперечить біоетичним нормам та правилам рибальства. Фіксацію часу лову проводили з 2004 р. Це дозволило оцінювати щільність популяцій як кількість добутих риб за годину лову.

Алозимний аналіз виконано за допомогою електрофорезу в 7,5 %-вому поліакриламідному гелі та неперервній трис-ЕДТА-боратній рН 8,5 системі буферів [19]. Обґрунтування набору діагностичних локусів та інтерпретація їхньої мінливості були наведені раніше [3—6]. Факт наявності генетичної нестабільності та її інтенсивність визначали за кількістю особин зі зміненими спектрами (рис. 1).

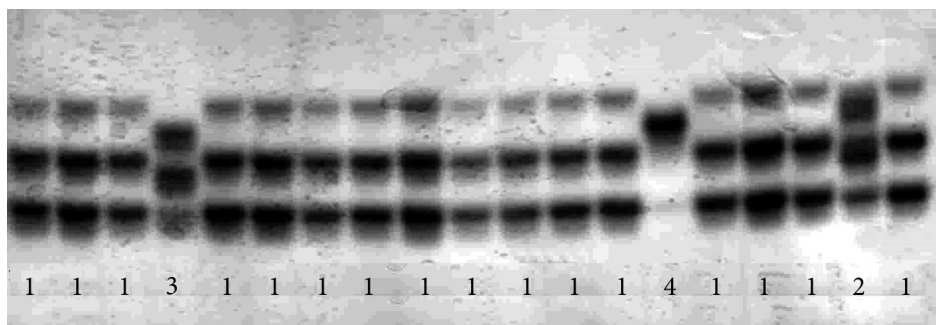


Рис. 1. Спектри аспартатамінотрансферази, що кодуються локусом *Aat-1*, в ситуації масової генетичної нестабільності в популяції Ірпінь-1: 1 — поліплоїди зі зміненими спектрами біотипу *C. 2 (3) elongatoides — tanaitica* (EE(E)N-A); 2 — беккроси біотипу *C. 2 elongatoides — tanaitica* з самцями *C. taenia* (EENT-A); 3 — стандартний триплоїдний біотип групи EN(N)T(T), 4 — особина *C. taenia*

Результати досліджень

Всього було ідентифіковано 10 клонових біотипів, генотипову структуру яких за складом електроморф представлено у таблиці 1, та один батьківський диплоїдний вид *C. taenia*. Поліплоїдні біотиби формують п'ять груп, що поділяються на дві підгрупи: зі стандартними алелями притаманними батьківським видам (нормальні) та зі зміненими електрофоретичними спектрами, формування яких відбулось за участю продуктів алелів, що відсутні в геномах батьківських видів (аномальні).

Структура поселень щипівок має певну просторову неоднозначність і нестабільна у часі (табл. 2). Особливий інтерес в контексті даної роботи викликають зміни, що сталися в інтервалі 2021—2024 рр. і які пов'язані з вимиранням аномальних особин. Останні включно до 2021 р. у популяції щипівок Ірпеня становили абсолютну більшість.

У популяції Ірпінь-1 у 2004 р. частка генетично аномальних поліплоїдів (EE(E)N-A + EENT-A) склала 74,7 % (рис. 2), стандартних поліплоїдів групи EN(N)T(T) було 17,1 % та особин *C. taenia* — 8,1 %. При цьому кількість риб на час лову було щонайменше 58 особин. Протягом 2005—2008 рр. додався ще й біотип ENT-A1, при цьому частка генетично змінених особин ще збільшилася (67,9—90 %). Стандартні поліплоїди групи EN(N)T(T) становили лише 0,5—28,6 %, особини *C. taenia* — 3,6—8,3 %. Показник щільності популяцій мав різке зниження від 28 особин за годину лову в 2005 р. до 13 у 2008 р. У 2010 р. більш ніж за годину активного лову вдалося зловити лише 10 особин. Водночас генетична структура угруповання повернулася до початкової, що мала місце в 2002 р. Генетично змінені поліплоїди опинилися в меншості, склавши лише 10 %, стандартні поліплоїди стали переважати на рівні 60 % і частота особи *C. taenia* опинилася на рівні 30 %. У 2013 р. в цьому місці щипівок взагалі не вдалося зловити.

В угрупованні Ірпінь-2 має місце аналогічна тенденція: зниження частот аномальних біотипів збігається з падінням чисельності (див. рис. 2). З 2013 до 2017 р. аномальні біоти́пи групи EE(E)N-A явно переважали. Їхня частота була в межах 92,6—93,9 %. Тоді як стандартні клонові біоти́пи групи EN(N)T(T) та особини *C. taenia* зустрічались у мізерній кількості: від 0 до 6,1 % та від 0 до 7,4 % відповідно. Водночас щільність поселень була помірно високою і досить стабільною, становлячи 27—34 особин на годину лову. У 2021 р. чисельність різко впала і за годину вдалося зловити лише чотири особини, серед яких три були з генетичними аномаліями та одна *C. taenia*. У 2024 р. за тієї ж інтенсивності лову спіймали дві щипівки: одну стандартного біотипу EE(E)N і одну особину *C. taenia*.

Угрупованню Білогородка властиве крайнє домінування генетично аномальних поліплоїдів (див. рис. 2). З 2010 по 2021 р. їхня частота становила від 84,8 до 96,6 %. Частота стандартних поліплоїдів коливалася в межах 0—12,1 %, а *C. taenia* 0-4,9 %. Водночас щільність популяцій була до-

Таблиця 1

Набори електроморф, за якими діагностуються батьківські види, та біоти́пи, що формують певні групи біотипів

Біотипові групи та види	Біоти́пи, що формують біотипові групи	Набір діагностичних електроморф
TT	<i>C. taenia</i>	<i>Aat-1</i> ^{cc} , <i>Mdh-1A</i> ^{bb} , <i>Ldh-B</i> ^{bb}
NN	<i>C. tanaitica</i>	<i>Aat-1</i> ^{cc} , <i>Mdh-1A</i> ^{bb} , <i>Ldh-B</i> ^{bb}
EE	<i>C. elongatoides</i>	<i>Aat-1</i> ^{aa} , <i>Aat-1</i> ^{ab} , <i>Aat-1</i> ^{bb} , <i>Mdh-1A</i> ^{aa} , <i>Ldh-B</i> ^b
EN(N)T(T)	<i>C. elongatoides</i> — 2 (3) <i>taenia</i> , <i>C. elongatoides</i> — (2) <i>tanaitica</i> — <i>taenia</i>	<i>Aat-1</i> ^{acc} , <i>Mdh-1A</i> ^{abb} , <i>Ldh-B</i> ^{abb} , <i>Ldh-B</i> ^b
EE(E)N	<i>C. 2 (3) elongatoides</i> — <i>tanaitica</i>	<i>Aat-1</i> ^{aac} , <i>Mdh-1A</i> ^{aab} , <i>Ldh-B</i> ^b
EE(E)N-A	<i>C. 2 (3) elongatoides</i> — <i>tanaitica</i>	<i>Aat-1</i> ^{aad} , <i>Mdh-1A</i> ^{aab} , <i>Ldh-B</i> ^b
ENT-A1	<i>C. elongatoides</i> — <i>tanaitica</i> — <i>taenia</i>	<i>Aat-1</i> ^{aacd} , <i>Mdh-1A</i> ^{aab} , <i>Ldh-B</i> ^b
ENT-A2	<i>C. elongatoides</i> — <i>taenia</i> — <i>tanaitica</i>	<i>Aat-1</i> ^{aacd} , <i>Mdh-1A</i> ^{aab} , <i>Ldh-B</i> ^{abb}
EETT-A	<i>C. 2 elongatoides</i> — <i>taenia</i> — <i>tanaitica</i>	<i>Aat-1</i> ^{aacd} , <i>Mdh-1A</i> ^{ab} , <i>Ldh-B</i> ^b
R	<i>C. elongatoides</i> — <i>taenia</i> — <i>tanaitica</i>	<i>Aat-1</i> ^{acc} , <i>Mdh-1A</i> ^{aab} , <i>Ldh-B</i> ^b

Примітка. А — особини, яким властивий аномальний алель *Aat-1*^d, R — рекомбінанти.

Таблиця 2
Розподіл груп біотипів за пунктами та роками досліджень

Пункти	Роки	Групи біотипів								N
		Нормальні				Аномальні				
		T-T	EN(N)T(T)	EE(E)N	EE(E)N-A	ENT-A1	ENT-A2	EENT-A	R	
Ірпінь-1	2004	0,08	0,17		0,71			0,03	0,01	111
	2005	0,04	0,29		0,68					28
	2006	0,05	0,05		0,80			0,10		20
	2008	0,08	0,08		0,67			0,17		12
	2010	0,30	0,60		0,10					10
Ірпінь-2	2013									0
	2013	0,07			0,89			0,04		27
	2017	0,07			0,75			0,18		27
	2020		0,06		0,85			0,09		34
	2021	0,25			0,75					4
Білогородка	2024	0,50		0,50						2
	2010	0,03	0,12		0,42		0,03	0,36	0,03	33
	2016	0,05	0,02	0,02	0,85			0,05		41
	2018		0,04		0,71		0,13	0,13		24
	2019	0,03			0,69		0,28			29

Пункти	Роки	Групи біотипів								N
		Нормальні			Аномальні					
		TТ	EN(N)T(T)	EE(E)N	EE(E)N-A	ENT-A1	ENT-A2	EENT-A	R	
Дідівщина	2021		0,04		0,88	0,08				25
	2024									0
	2017	0,11	0,22				0,67			18
	2019		0,20				0,80			28
	2020	0,17	0,17				0,67			39
	2021	0,02	0,24				0,74			46
	2023	0,23	0,57				0,20			12
	2024	0,13	0,87							15

Примітка. N — об'єм вибірок.

силь високою на рівні від 24 до 41 особи за годину лову. В 2024 р., попри ретельність проведених ловів, не вдалося зловити жодної особи, що свідчить про виражену депресію цієї популяції.

У змішаній диплоїдно-поліплоїдній популяції щипівок Дідівщина, розташованій вже на межі середньої та верхньої частин річки, у період з 2017 по 2021 р. стабільно переважали поліплоїдні щипівки аномального біотипу ENT-A2, частота яких залежно від року коливалась від 67 до 80 % (див. рис. 2). Стандартні поліплоїдні біотиби EN(N)T(T) групи становили 17—24 %, а особи *C. taenia* від 0 до 17 %. Водночас щільність популяції в той період була достатньо високою від 20 до 36 особин за годину лову. У 2023 р. ефективність лову впала до 11 особин, а частота генетично аномальних поліплоїдів зменшилась у 3—4 рази, склавши 20 %. При цьому частота стандартних біотипів зростала до 56,7 %, а *C. taenia* до 23,3 %. У 2024 р. ретельні лови в середині-кінці червня дали мінімальну оцінку щіль-

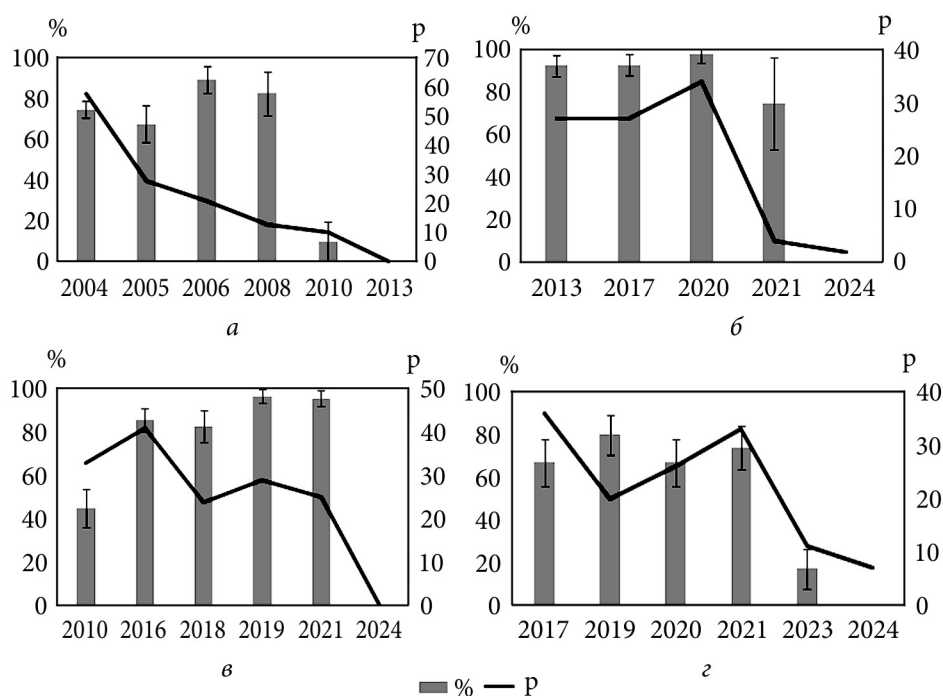


Рис. 2. Частоти біотипів з аномаліями (%) зі стандартними похибками та щільність популяцій (p) за кількістю спійманих особин за годину лову по роках на різних ділянках р. Ірпінь: а — Ірпінь-1; б — Ірпінь-2; в — Білогородка; г — Дідовщина

ності на рівні 7 особин на годину лову. При цьому аномальні особини взагалі не були виявлені, частка стандартних поліплоїдів досягла 86,7 %, диплоїди склали 13,3 %.

Обговорення результатів досліджень

Випадок масової генетичної нестабільності в клонових популяціях щипівок р. Ірпінь не є чимось несподіваним, адже мутагенне забруднення відмічено в поверхневих водах усього Дніпра [14]. До того ж ця річка є однією з найбільш зарегульованих і забруднених правобережних приток Дніпра Центральної України [7, 9], а ділянка в межах м. Ірпінь, де були проведені найбільш масштабні дослідження, за показниками якості води оцінюється від забрудненої до дуже брудної [2].

Результати моніторингу популяції щипівок р. Ірпінь з 2001 по 2024 р. показують наступну етапність змін генетичної структури: відсутність генетично змінених біотипів → рідкісні випадки генетичних аномалій → масовість аномалій → рідкісність генетичних аномалій → відсутність генетично змінених поліплоїдів. Тенденція супроводжується падінням чисельності і щільності популяції. В 2001—2008 рр. угруповання щипівок були відносно багаточисельними з високою щільністю. Їхній вилов менш ніж за час лову без особливих зусиль становив кілька десятків особин. При цьому вони зустрічалися практично по всьому руслу. В 2010—

2021 рр. популяція щипівок р. Ірпінь почала фрагментуватися. Відносно щільні угруповання збереглися головним чином на постшлюзових ділянках річки, де ще була постійна течія. При цьому збір необхідного матеріалу для генетичних досліджень вже вимагав більших часових витрат. В 2023—2024 рр. після руйнування дамб, що відділяли Ірпінь від Київського водосховища, і уповільнення течії особливо в нижній і середній частинах річки щипівки подекуди зникли, а місцями стали зустрічатися лише поодинокими особинами. Водночас у 2024 р. генетично змінені особини не були знайдені взагалі, що вказує на зникнення найбільш численної складової популяції щипівок.

Отже на перший погляд виникає певне протиріччя. Спочатку внаслідок забруднення мала місце масова зустрічальність саме генетично аномальних біотипів, а наприкінці, в період стрімкої деформації екосистем — їхнє першочергове вимирання, тобто незрозуміло вони — є найбільш чи найменш пристосованими. Можна припустити кілька пояснень цієї парадоксальної ситуації. Імовірно початкові генетичні зміни мали певний стимулюючий ефект, що позитивно впливав на життєздатність. Однак у ряді поколінь особини з генетичними аномаліями поступово накопичили мутаційний тягар, що призвело до зменшення їхньої пристосованості. Є й друге більш екологічне пояснення. Спершу, внаслідок залпового забруднення річки на початку 2000-х років відбулась масова поява генетично змінених особин, при цьому спалаху чисельності щипівок як такого не було. Реакція на рівні екосистем також мала місце, однак це були лише незначні зміни, що призводили лише до поступового зменшення чисельності щипівок. Остаточна депресія настала внаслідок стрімкої трансформації екосистем після руйнування гідротехнічних споруд у 2022 р. Це стало причиною знищення місць нересту і, відповідно, швидкого зменшення розмірів популяції, що особливо актуально для такого короткоциклічного виду як *C. taenia*. Причому обвальне зниження чисельності відбулося в першу чергу за рахунок генетично змінених особин, що виявились особливо вразливими.

Отже поява чи зміна зустрічальності генетично змінених клонів щипівок може розглядатися як дієвий біоіндикатор забруднення водної системи генотоксичними речовинами. Причому факт того, що саме значне антропогенне навантаження стало причиною масових генетичних аномалій доводить та обставина, що в нижній і середній частині річки, де, власне, і зустрічаються аномальні щипівки, сталися найбільші зміни біоти. Зокрема зникли всі шість видів перлівницевих, властивих цій річці [4]. Слід зазначити, що чутливість генетичного біоіндикатора, що миттєво відреагував на зміни середовища, особливо помітна в ситуації з р. Ірпінь на фоні незмінності такого показника як просторовий розподіл видів і видовий склад іхтіофауни, що не зазнав у своїй аборигенній частині суттєвих змін аж до 2024 р. [8].

Висновки

У нижній і середній частинах р. Ірпінь мав місце випадок масової генетичної нестабільності клонових популяцій щипівок *Cobitis elongatoides* — *taenia* — *tanaitica*, який стався на початку 2000-х років і завершився в 2024 р. після руйнування гідротехнічних споруд внаслідок бойових дій і стрімкої трансформації екосистем.

Його причиною стало критичне забруднення, а чинниками завершення — елімінація генетично змінених особин, які до початку бойових дій становили біля 90 %, що врешті-решт і призвело до обвального зниження чисельності популяції щипівки р. Ірпінь.

Факт появи генетично змінених клонових щипівок, а також динаміку їхніх частот слід розглядати у якості чутливих біоіндикаторів мутагенності середовища.

Список використаної літератури

1. Иванова Н.О., Дубняк С.С., Зоріна-Сахарова К.Є. та ін. Гідролого-морфологічна характеристика водних об'єктів басейну р. Ірпінь з огляду на вплив воєнних дій. *Гідробіол. журн.* 2024. Т. 60, № 4. С. 82—99.
2. Жежеря Т.П., Жежеря В.А., Линник П.М., Осипенко В.П. Гідрохімічна характеристика малих річок і водойм в межах урбанізованої території. *Там само.* 2024. Т. 60, № 5. С. 99—117.
3. Межжерин С.В., Павленко Л.И. Случай гибридизации у щиповок (*Osteichthyes: Cobitidae: Cobitis*), обусловивший генетическую нестабильность и экспансию. *Цитология и генетика.* 2007. Т. 41, № 4. С. 26—35.
4. Межжерин С.В., Салий Т.В., Межжерин И.С. и др. Массовые изменения аллозимных спектров у клоновых щиповок рода *Cobitis*, вызванные антропогенным загрязнением среды обитания. *Доп. Нац. акад. наук України.* 2018. № 5. С. 75—82.
5. Межжерин С.В., Циба А.А., Межжерина Д.С., Пухтаевич П.П. Ситуация нарастающего пресса генетических аномалий в диплоидно-полиплоидной популяции щиповок (*Cypriniformes, Cobitidae, Cobitis*). *Доп. Нац. акад. наук України.* 2014. № 6. С. 140—145.
6. Межжерин С.В., Циба А.А., Салий Т.В., Луценко Д.С. Зона генетической нестабильности у полиплоидных гибридных щиповок (*Cypriniformes, Cobitidae, Cobitis*) на Среднем Днепре. *Там само.* 2019. № 10. С. 97—103.
7. Природно-ресурсний аспект розвитку України / Андрієвський І.Д., Коржнев М.М., Шеляг-Сосонко Ю.Р. Київ : ВД «КМ Academia», 2001. 108 с.
8. Причепа М.В., Коваленко Ю.О., Незбрицька І.М. та ін. Структура та розподіл іхтіофауни в басейні р. Ірпінь після закінчення бойових дій на його водозборі. *Гідробіол. журн.* 2024. Т. 60, № 5. С. 14—31.
9. Ясенчук Т.О. Оцінка антропогенного навантаження на басейн р. Ірпінь у сучасних умовах землекористування. *Меліорація і водне господарство.* 2011. Вип. 99. С. 160—168.
10. Bartoš, O., Röslein, J., Kotusz, J. et al. The legacy of sexual ancestors in phenotypic variability, gene expression, and homoeolog regulation of asexual hybrids and polyploids. *Molecular Biology and Evolution.* 2019. Vol. 36, N 9. P. 1902—1920.
11. Bohlen J., R6b P. Species and hybrid richness in spined loaches of the genus *Cobitis* L. (Teleostei: Cobitidae), with a checklist of European forms and suggestions for their conservation. *J. Fish Biology.* Vol. 59. P. 75—89.
12. Choleva L., Janko K., De Gelas K. et al. Synthesis of clonality and polyploidy in vertebrate animals by hybridization between two sexual species. *Evolution.* 2012. Vol. 66, N 7. P. 2191—2203.

13. Corral-Lou A., Perea S., Perdices A., Doadrio I. Quaternary geomorphological and climatic changes associated with the diversification of Iberian freshwater fishes: The case of the genus *Cobitis* (Cypriniformes, Cobitidae). *Ecology and Evolution*. 2022. Vol. 12, N 3. e8635.
14. Ho K.T., Konovets I.M., Terletska A.V. et al. Contaminants, mutagenicity and toxicity in the surface waters of Kyiv, Ukraine. *Mar. Poll. Bull.* 2020. Vol. 155. Art. 111153.
15. Janko K., Culling M.A., Rab P., Kotlik P. Ice age cloning-comparison of the Quaternary evolutionary histories of sexual and clonal forms of spiny loaches (*Cobitis*; Teleostei) using the analysis of mitochondrial DNA variation. *Molecular Ecology*. 2005. Vol. 14, N 10. P. 2991—3004.
16. Janko K., Bohlen J., Lamatsch D. et al. The gynogenetic reproduction of diploid and triploid hybrid spined loaches (*Cobitis*; Teleostei), and their ability to establish successful clonal lineages — on the evolution of polyploidy in asexual vertebrates. *Genetica*. 2007. Vol. 131, N 2. P. 185—194.
17. Mezhzherin S.V., Tsyba A.A., Kryvokhyzha D. Cryptic expansion of hybrid polyploid spined loaches *Cobitis* in the rivers of Eastern Europe. *Hydrobiologia*. 2022. Vol. 849. P. 1689—1700.
18. Mezhzherin S.V., Tsyba A.O., Rostovska O.V. Spatial segregation of diploid and polyploid spined loaches, *Cobitis elongatoides* — *taenia* — *tanaitica* (Cypriniformes, Cobitidae), in river systems of Western and Central Ukraine. *Zoodiversity*. 2024. Vol. 58, N 2. P. 129—136.
19. Mrakovčić M., Duplić A., Mustafić P., Marčić Z. Conservation status of the genus *Cobitis* and related genera in Croatia. *Folia Zoologica*. 2008. Vol. 57, N 1. P. 35—41.
20. Peacock F.C., Bunting S.L., Queen K.G. Serum protein electrophoresis in acrylamide gel patterns from normal human subjects. *Science*. 1965. Vol. 147. P. 1451—1455.
21. Vasil'ev V.P., Vasil'eva K.D., Osinov A.G. Evolution of a diploid-triploid-tetraploid complex in fishes of the genus *Cobitis* (Pisces, Cobitidae). Evolution and ecology of unisexual vertebrate / Ed. by R.M. Dawley & J.P. Bogart. 1989. Bulletin 466, New York State Museum, Albany, New York, USA. Pp. 153—169.

Надійшла 28.11 2024

Mezhzherin S.V., Dr. Sci. (Biol.), Prof., Head of Department,
I.I. Schmalhausen Institute of Zoology of the National Academy of Sciences of Ukraine,
B. Khmelnytsky St., 15, 010030 Ukraine,
e-mail: smezhzherin@gmail.com
ORCID 0000-0003-2905-5235

Tsyba A.O., PhD. (Biol.), Researcher,
I.I. Schmalhausen Institute of Zoology of the National Academy of Sciences of Ukraine,
B. Khmelnytsky St., 15, 010030 Ukraine,
e-mail: tsyba1974@ukr.net
ORCID 0000-0001-5838-0948

DEPRESSION DUE TO GENETIC INSTABILITY OF THE POPULATION OF
DIPLOID-POLYPLOID COMPLEX OF SPINED LOACH *COBITIS ELONGATOIDES*
— *TAENIA* — *TANATICA* OF THE IRPIN RIVER CAUSED BY POLLUTION AND
ENHANCED BY THE CONSEQUENCES OF HOSTILITIES

The diploid-polyploid complex of spined loach *Cobitis elongatoides* — *taenia* — *tanaitica* is a model object of evolutionary-ecological studies. The mass genetic instability of *Cobitis taenia* s. l. populations attracts special attention in the rivers of the right bank of Ukraine, in particular in the Irpin River. The monitoring of the genetic structure of the local population of this fish in the Irpin River was carried out in four points of the middle reaches of the river during 2001—2024. A set of changes associated with the manifestation of genetic instability of clonal polyploids has been established. In 2001—2002 there were no or only some cases of anomalies of allozyme spectra against the background of high popu-

lation density and prevalence of spined loach throughout the riverbed. In 2004—2021 the mass of anomalies was observed, which were registered in 70—96% of individuals. At the same time, there was fish numbers gradual decrease and spined loach population fragmentation into isolates. In 2023—2024 as a result of hostilities and a rapid decrease in the flow rate of the Irpin River, genetically changed individuals disappeared, which ultimately caused a sharp decrease in the numbers of spined loach. Therefore, genetic instability of clonal spined loach is a sensitive bioindicator that first clearly responded to the genotoxicity of the environment and after the destruction of hydraulic constructions that ensured flow, responded to rapid changes in ecosystems.

Keywords: *genetic instability, Cobitis, environment mutability, extinction, destruction of ecosystems, hostilities.*

ЕКОЛОГІЧНА ФІЗІОЛОГІЯ І БІОХІМІЯ ВОДНИХ ТВАРИН

УДК 574.24:591.1[57.02+57.04](597)

О.С. ПОТРОХОВ, д. б. н., ст. наук. співр., зав. відділу,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: apotrokhov@gmail.com
ORCID 0000-0002-8274-6898

О.Г. ЗІНЬКОВСЬКИЙ, к. б. н., ст. наук. співр., пров. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: olzinkovskyi@gmail.com
ORCID 0000-0003-4135-5839

Ю.М. ХУДІЯШ, к. б. н., ст. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: yurahud@ukr.net,
ORCID 0000-0002-8588-0371

Л.В. ФЕДОРЕНКО, к. б. н., ст. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: Fedorenko.L@nas.gov.ua,
ORCID 0000-0002-7241-0282

К. КОФОНОВ, д-р філософ., м. н. с.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: kirillkofonov16@gmail.com
ORCID 0000-0002-7859-5193

ОЦІНКА ФІЗІОЛОГІЧНОГО СТАНУ РИБ КІЛІЙСЬКОГО ГИРЛА Р. ДУНАЙ У ЛІТНІЙ ПЕРІОД ЗА БІОХІМІЧНИМИ ПОКАЗНИКАМИ КРОВІ

Досліджено зміни вмісту кортизолу, трийодтироніну, тироксину та глюкози, активності АсАТ, АлАТ і їхнього співвідношення у плазмі крові окуня, плітки, краснопірки та карася сріблястого з Кілійського гирла р. Дунай в літній період. Вміст гормонів визначали імуноферментним методом, а активність ферментів та вміст глюкози — стандартними методами. Показано, що дослідження біохімічного стану різних екологічних груп риб дозволяють оцінити якість води як поверхневих, так і придонних шарів води всієї водойми. При погіршенні якості поверхневих вод та за стресових обставин відмічається збільшення вмісту кортизолу та трийодтироніну у плазмі крові краснопірки. У риб з придонних шарів води (плітка та окунь) спос-

Ц и т у в а н н я: Потрохов О.С., Зіньковський О.Г., Худіяш Ю.М., Федоренко Л.В., Кофонов К. Оцінка фізіологічного стану риб Кілійського гирла р. Дунай у літній період за біохімічними показниками крові. *Гідробіол. журн.* 2025. Т. 61, № 3. С. 75—85.

терігається часткове ураження печінки за величиною активності АсАТ та АлАТ, коефіцієнта де Рітіса при погіршенні екологічних умов. В основному всі досліджувані види активно використовують енергетичні ресурси (глюкозу) задля пристосування до наявних умов середовища. Для переважної більшості досліджених показників найбільший коефіцієнт варіації зафіксовано у карася, потім — у краснопірки та значно менший — у плітки та окуня.

Ключові слова: окунь річковий, плітка звичайна, краснопірка звичайна, карась сріблястий, кортизол, тироксин, трийодтиронін, активність АсАТ та АлАТ, коефіцієнт де Рітіса, глюкоза, якість води, адаптація.

Антропогенний вплив на водні екосистеми сукупно зі змінами природних чинників є однією з головних причин незадовільної якості води. Це викликає істотні зміни у середовищі існування риб, зокрема впливає на їхнє живлення, ріст, розвиток та відтворення, що у подальшому може відображатись на структурі їх угруповань, призводити до звуження або розширення ареалів розповсюдження [11, 13]. Рівень забруднення можна оцінювати з використанням фізико-хімічних методів, але вони не завжди є досконалими, оскільки не надають повної картини стану водних екосистем [2, 9]. Більш інформативним методом оцінки стану водойм є біологічний метод, тому що за його допомогою можна виявити результати впливу періодичного чи довготривалого забруднення [12].

Враховуючи екологічну структурованість іхтіофауни, зокрема просторовий розподіл її представників у водоймі, а також тип живлення, біологічний метод дозволяє виокремити певні ділянки, які піддаються найбільшому впливу антропогенного навантаження [6]. Через неоднорідність міжвидових угруповань риб, а також продукування ними специфічних реакцій на зовнішні чинники можна досліджувати не лише відгук певного виду на забруднення, а й всього іхтіоценозу.

Відомо, що ферментативна система та гормональне регулювання метаболічних процесів у риб важливе значення для забезпечення життєво важливих процесів, пов'язаних з розвитком реакцій спротиву організму до мінливого середовища, зокрема в умовах хронічного стресу, а також за раптових змін у середовищі існування [11, 14, 15].

За дії несприятливих факторів в організмі спостерігається взаємодія двох процесів: пошкодження (деструкція) та захисту (компенсаторна адаптація). Їхнє співвідношення визначає рівень токсичності середовища [16]. Часто за тривалістю дії несприятливого фактору розрізняють термінову і довготривалу адаптацію [8]. Термінова адаптація переважно зводиться до змін в енергетичному обміні і до активації регулюючих його нервових центрів, зокрема до розпаду глікогену в печінці, посилення аеробного і анаеробного окислення, що забезпечує утворення великої кількості АТФ, підвищення швидкості тканинного дихання, збільшення мобілізації ліпідів з їхнього депо, уповільнення анаболічних процесів [4, 5].

Довготривала адаптація формується поступово на основі багаторазової реалізації термінової адаптації шляхом підсумовування слідів повторних навантажень. Принциповою особливістю такої адаптації є те, що

вона виникає не на основі готових фізіологічних механізмів, а на базі знову сформованих програм регулювання фізіологічних та біохімічних процесів [8]. У більшості досліджень наслідки адаптаційних процесів не завжди вивчаються в повній мірі, особливо на популяційному рівні. Тому досить актуальним залишається вивчення механізмів адаптації водних організмів до зміни умов їхнього існування за довготривалої дії негативних факторів середовища. Крім того, маловивченою залишається варіабельність змін певних показників у різних екологічних груп риб, які дозволяють їм існувати в умовах різноманітних природних та антропогенних факторів середовища.

Знання цих механізмів має першочергове практичне значення для прогнозування стану конкретних популяцій різних видів риб за умов впливу природних та антропогенних чинників. Ці знання дозволять проаналізувати процеси пристосування та виживання певних видів або домінування інших, більш лабільних риб, які здатні швидше і адекватніше реагувати на раптові або довготривалі зміни у водному середовищі.

Метою роботи було вивчення особливостей фізіолого-біохімічних реакцій риб різних екологічних угруповань до умов оточуючого середовища за показниками гормонального реагування та іншими характеристиками.

Матеріал і методика досліджень

Дослідження проведено у Кілійському гирлі р. Дунай (м. Вилкове) у червні та серпні 2023 р. на прикладі чотирьох видів риб: окунь річковий (*Perca fluviatilis* Linnaeus, 1758), плітка звичайна (*Rutilus rutilus* Linnaeus, 1758), карась сріблястий (*Carassius gibelio*, Bloch, 1782) та краснопірка звичайна (*Scardinius erythrophthalmus*, Linnaeus, 1758).

Концентрація амонійного азоту у воді досліджуваної ділянки не перевищувала 0,04 мг N/дм³, нітритів — 0,04, нітратів — 0,35 мг N/дм³, фосфору фосфатів — 0,025 мг P/дм³. Тобто перевищення норм для водойм за цими показниками не спостерігалось, але вода характеризувалася підвищеною каламутністю.

За літературними джерелами за величиною активної реакції рН вода у р. Дунай переважно нейтральна, інколи слабо лужна при варіюванні показника 6,58—8,15 [3]. Концентрація розчиненого кисню знаходилась у межах 5,1—9,0 мг/дм³. Показник БСК5 становив 1,3—5,0 мг O₂/дм³. Величини ХСК варіювали в межах 3,2—66,0 мг O/дм³. Періодичне перевищення ГДК за показником ХСК було зафіксовано у районі м. Вилкове. Мінералізація води протягом року знаходилась у межах від 0,31 до 0,61 г/дм³ і не перевищувала встановлені ГДК. Концентрація більшості токсичних хімічних речовин протягом року на всіх пунктах і в усіх пробах не перевищувала встановлених ГДК. Вміст трихлорметану був високим у пробах у м. Вилкове, але загалом середні значення були нижчими за середньорічні допустимі концентрації [3]. За даними [1], концентрація нафтопродуктів у воді дослідної ділянки досягала 0,308 мг/дм³.

Для проведення біохімічних досліджень відбирали кров риб із серця. Потім шляхом центрифугування при 5 тис. обертів за хв. протягом 15 хв. відділяли плазму. Плазму крові заморожували при температурі -18°C .

Вміст кортизолу у плазмі крові визначали, використовуючи імуноферментний аналізатор Rayto RT-2100C і комерційний набір кортизол-ІФА (Хема-тест). Загальний вміст тироксину (Т4) та трийодтироніну (Т3) у плазмі крові вимірювали імуноферментним методом з використанням комерційних наборів Т3-ІФА та Т4-ІФА (Хема-тест). Вміст глюкози у плазмі крові (ммоль/дм^3) визначали глюкозооксидазним методом за допомогою набору реактивів глюкоза-Ф (Філісіт-Діагностика) [7].

Активність аспартатамінотрансферази (КФ 2.6.1.1.) та аланінамінотрансферази (КФ 2.6.1.2.) визначали методом Райтмана-Френкеля із застосуванням наборів реактивів АсАТ та АлАТ (Філісіт-Діагностика) [7]. Активність ферментів розрахована в $\text{ммоль/мл}\cdot\text{год}$. Отримані дані оброблено статистично з використанням програм Statistica 10, програм Excel з пакету Microsoft Office. Достовірність між досліджуваними групами оцінювали за допомогою t -критерію Стьюдента за рівня ймовірності ($p < 0,05$).

Результати досліджень та їх обговорення

Як показали дослідження, вміст кортизолу у плазмі крові придонних риб (карась та плітка) у Кілійському гирлі на початку літа досягає максимального рівня (рис. 1, а). У поверхневих риб — краснопірки та хижака — окуня вміст кортизолу істотно нижче. Наприкінці літа його вміст переважно зменшується або не змінюється, як у окуня. Проте необхідно зазначити збільшення вмісту кортизолу в крові краснопірки. Однією з причин цього може бути погіршення якості поверхневих вод, у тому числі через руйнування припортових споруд м. Кілія, яке знаходиться вище за течію, внаслідок ракетних атак протягом цього періоду. В поверхневих шарах води створюються умови, які викликають стресові реакції у цього виду риб.

Найбільший коефіцієнт варіабельності вмісту кортизолу серед досліджених риб спостерігається у карася сріблястого, дещо нижче цей показник у краснопірки звичайної і зовсім він не змінюється у плітки звичайної (рис. 1, б). Це свідчить про ступінь видової полівалентності риб. Карась більш активно реагує на зміни в оточуючому середовищі, ніж інші види. Плітка відрізняється малими змінами варіацій цього показника.

Слід відмітити, що коефіцієнт варіації вмісту кортизолу у карася з червня до серпня істотно знижується. Риби при закінченні вегетативного сезону виробили адекватну стратегію пристосування до оточуючого середовища. Протилежна закономірність зміни цього показника спостерігається у краснопірки. На тлі загального підвищення вмісту кортизолу у плазмі крові істотно знижується варіабельність цього показника. Риби більш одноманітно реагують на зміни в оточуючому середовищі. І хоча в окуня середній вміст кортизолу протягом досліджень не змінюється, але коефіцієнт його варіації зростає у серпні майже у два рази. Риби продов-

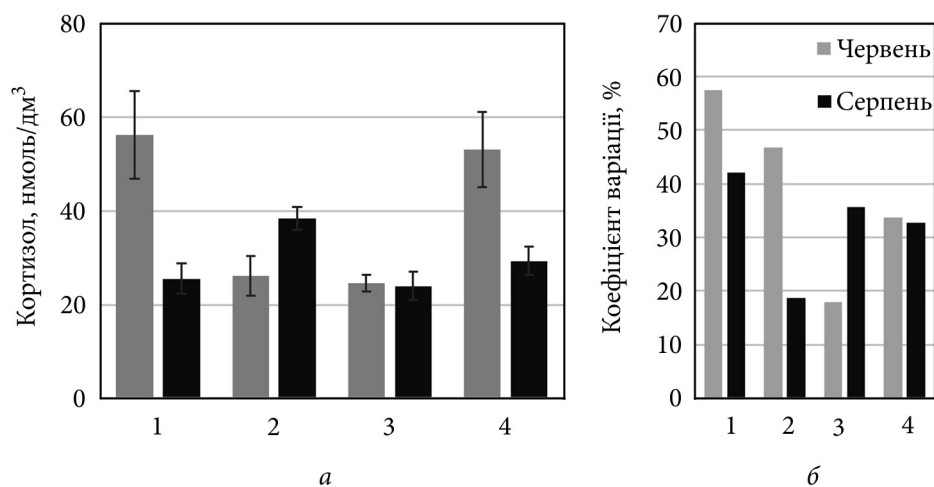


Рис. 1. Вміст кортизолу в плазмі крові риб (а) та коефіцієнт варіації цього показника (б) під час проведення досліджень, $M \pm t$, $n = 10$. Тут і на рис. 2—5: 1 — карась; 2 — краснопёрка; 3 — окунь; 4 — плётка

жують знаходитись на етапі розробки адекватної відповіді на існуючі умови та розвитку компенсаторних механізмів.

Вміст у плазмі крові риб тироксину, який є резервом для утворення трийодтироніну, протягом літа залишався на однаковому рівні (рис. 2, а). Винятком є зниження його вмісту у крові окуня. При зменшенні вмісту тироксину утворюється більша кількість трийодтироніну. Це свідчить про активізацію енергозатратних процесів у окуня наприкінці літа. При цьому найбільша зміна у варіабельності показника, яка істотно зростає з червня до серпня, також притаманна окуню (див. рис. 2, б). Для карася і краснопёрки характерно зниження коефіцієнта варіації вмісту тироксину в плазмі крові протягом вегетаційного періоду. А величина варіабельності вмісту тироксину у плётки залишається стабільною протягом всього літа.

Як і для кортизолу, так і для трийодтироніну характерно збільшення їхньої концентрації у крові краснопёрки у серпні (рис. 3, а). Це знову свідчить про погіршення умов існування в поверхневих шарах води. Для інших видів риб, які переважно знаходяться в придонних шарах води або в товщі води цього явища не спостерігається. За коефіцієнтом варіації на початку літа найбільш мінливим є вміст трийодтироніну у карася, потім у краснопёрки. Цей показник практично не змінюється у окуня і плётки. Проте наприкінці літа всі досліджувані види риб, особливо окунь та плётка, істотно збільшують варіабельність вмісту трийодтироніну як наслідок пошуку найбільш придатних рівнів енергетичного обміну у відповідь на дію зміненого водного середовища (рис. 3, б).

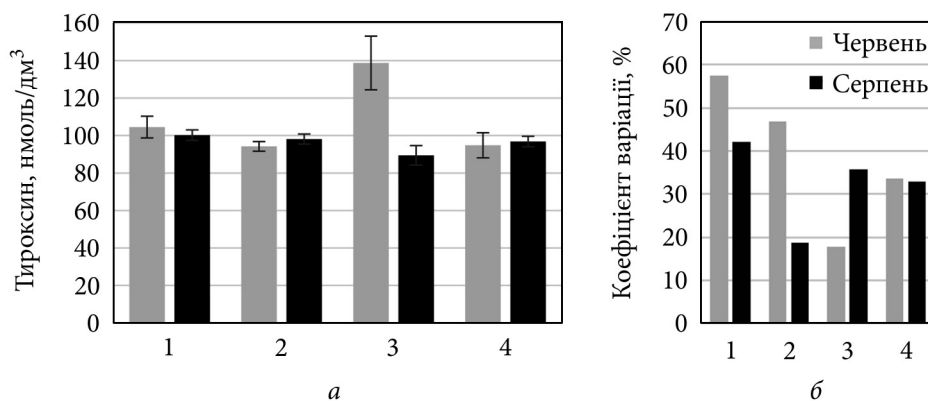


Рис. 2. Вміст тироксину в плазмі крові риб (а) та коефіцієнт варіації цього показника (б) під час проведення досліджень, $M \pm m$, $n = 10$

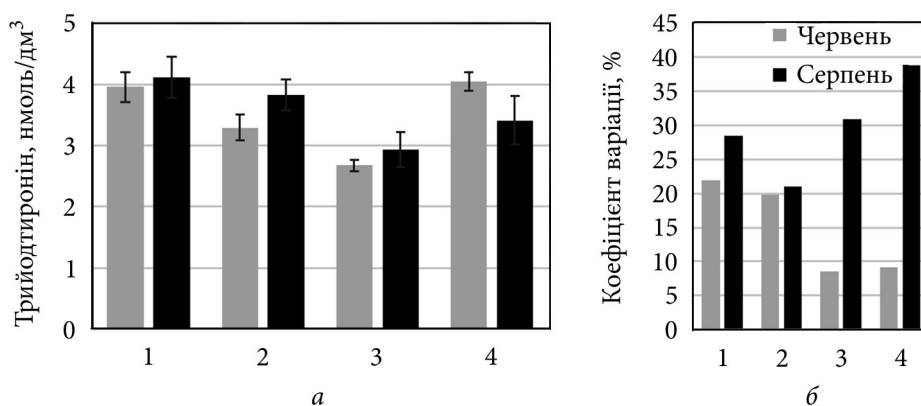


Рис. 3. Вміст трийодтироніну в плазмі крові риб (а) та коефіцієнт варіації цього показника (б) під час проведення досліджень, $M \pm m$, $n = 10$

За дії стресових чинників та при погіршенні якості води суттєво змінюється активність ферментів АсАТ і АлАТ у крові риб. Ці зміни свідчать про ураження печінки або кровоносної системи риб та пов'язані з розвитком оксидативного стресу.

Отримані дані свідчать, що активність АлАТ у плазмі крові карася та краснопірки протягом вегетаційного періоду істотно не змінюється (рис. 4, а). Але якщо у карася сріблястого цей показник суттєво відрізняється у різних особин, коефіцієнт варіації найбільший серед всіх досліджуваних видів риб, то межі варіації активності ферменту у краснопірки незначні та менші порівняно з іншими видами (рис. 4, б). У хижого виду (окунь) відмічено зниження активності АлАТ, а у придонного виду (плітка) — її зростання в серпні порівняно з червнем. Це свідчить про погіршення умов водного середовища для риб або об'єктів їхнього живлення. Особ-

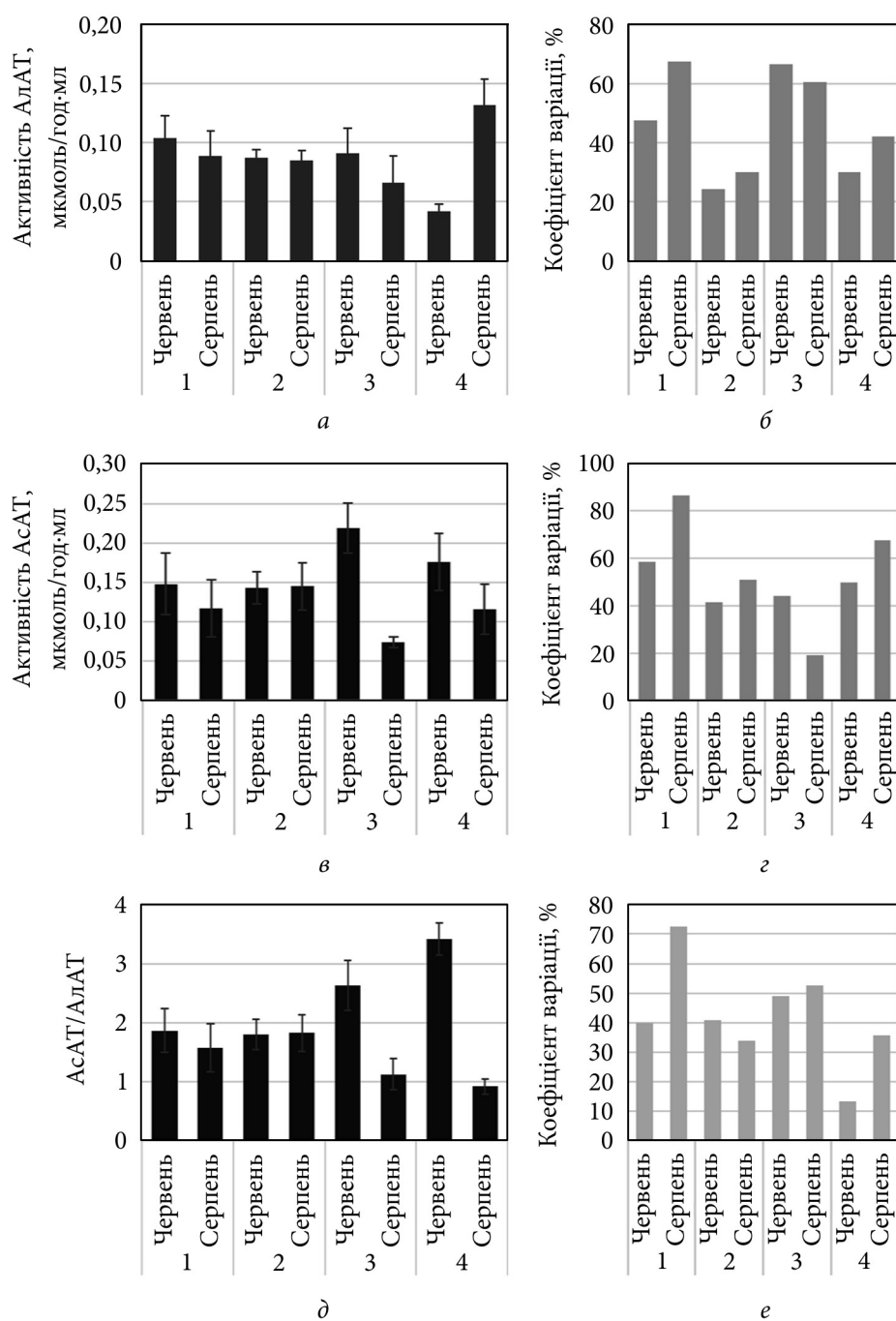


Рис. 4. Активність АЛТ (а) та АсАТ (в), співвідношення АсАТ/АЛТ (коефіцієнт де Рітца) (д) і їх варіабельність (відповідно б, г, е) у плазмі крові риб під час проведення досліджень, $M \pm m$, $n = 10$

ливо це помітно для плітки, для якої коефіцієнт варіації суттєво підвищується, що свідчить про деяке ураження печінки риб.

За змінами активності АсАТ протягом вегетаційного періоду, як і активності АлАТ, можна зробити висновок, що печінка та кровоносна система карася і краснопірки зазнавали негативного впливу незначною мірою (рис. 4, в). У карася цей показник характеризувався більшою варіабельністю, що підтверджує різноплановість його пристосування до умов навколишнього середовища та кращу здатність до адаптації до різноманітних чинників (рис. 4, г). Для окуня та плітки характерне суттєве зниження активності АсАТ з червня до серпня. Це безперечно свідчить про токсичне навантаження на печінку несприятливих чинників, зокрема при погіршенні якості води та опосередковано пов'язано зі зміною якості об'єктів їхнього живлення.

На погіршення умов існування для плітки та окуня вказує різке зниження коефіцієнтів де Рітиса (співвідношення активності АсАТ до АлАТ) в серпні (рис. 4, д). Це свідчить про токсичне навантаження на печінку риб та її ураження. Найбільшою мірою це стосується плітки, у якої варіація цього показника зростає майже в три рази (рис. 4, е). Риби намагаються по можливості краще пристосуватися до існуючих умов середовища. Карась і краснопірка виявляють стабільність у активності АсАТ та АлАТ, як і в їхньому співвідношенні за наявних умов, а отже печінка риб мало страждає від наявних негативних чинників. Вірогідно, це викликано переважанням у живленні краснопірки рослинних організмів, а для карася — живленням фіто- та зоопланктоном.

Для більшості з досліджуваних видів риб, за винятком краснопірки, відмічено істотне підвищення вмісту глюкози у плазмі крові в серпні порівняно з червнем, яке спрямоване на підтримку енергетичного балансу (рис. 5, а). Причому плітка виявляла найбільшу варіабельність цього показника, а карась — найменшу. Можна зазначити, що для карася, крас-

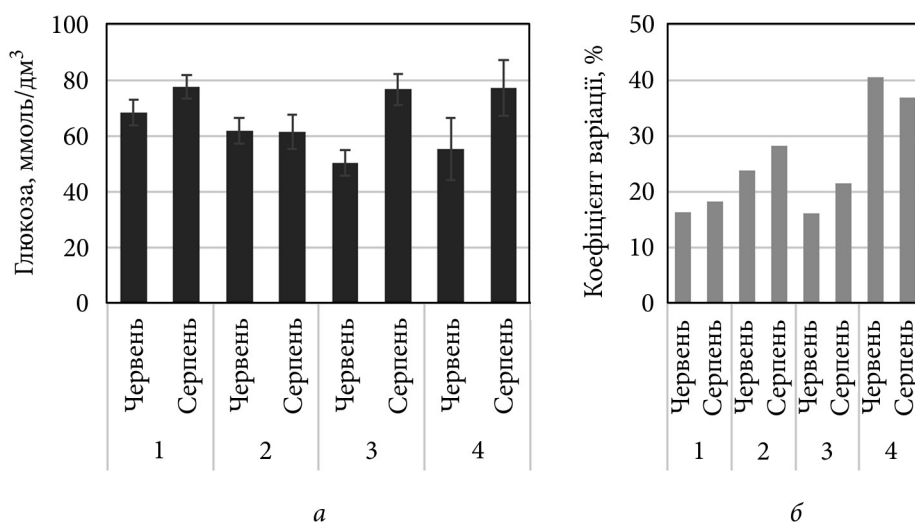


Рис. 5. Вміст глюкози у плазмі крові риб (а) та коефіцієнт варіації цього показника (б) під час проведення досліджень, $M \pm m$, $n = 10$

нопірки та окуня коефіцієнт варіації вмісту глюкози у крові в серпні підвищується. Це свідчить про активний пошук адекватних механізмів для компенсації негативного впливу оточуючого середовища.

Слід підкреслити, що через значну течію у руслі Кілійського гирла показники якості води можуть швидко змінюватись, що не може не позначитись на біохімічному стані риб. Але в будь-якому випадку у риб доволі чітко сформовані механізми регулювання фізіологічних та біохімічних процесів за погіршення якості води, про що доводить значна чисельність цих видів у досліджуваному регіоні.

Висновки

При погіршенні якості поверхневих вод та стресових обставинах у краснопірки відмічається збільшення вмісту кортизолу та трийодтироніну у плазмі крові відповідно на 47 та 16%, що свідчить про розвиток адаптивних реакцій з посиленням енергоспоживанням.

За коефіцієнтом варіації вмісту кортизолу, тироксину та трийодтироніну можна стверджувати, що краще та більш різноманітно до умов середовища пристосовується карась сріблястий, потім краснопірка. Меншу величину цього показника відмічено для окуня та плітки, що вказує на меншу можливість риб пристосовуватися до умов середовища.

Бентосоїдна придонна плітка і хижий та переважно придонний окунь реагують на погіршення якості води опосередковано через об'єкти їхнього живлення зниженням активності АсАТ і АлАТ та коефіцієнта де Рітиса, що вказує на часткове ураження печінки.

Найбільшу варіабельність активності АсАТ та АлАТ, коефіцієнта де Рітиса також відмічено для карася сріблястого, дещо меншу — для окуня, ще меншу — для плітки і краснопірки. Це свідчить про межі можливого розвитку пристосувальних реакцій до умов середовища та ступінь їхньої полівалентності.

Погіршення якості водного середовища безперечно призводить до активного споживання енергетичних ресурсів, вміст глюкози у плазмі крові збільшується. При цьому карась за коефіцієнтом варіації вмісту глюкози у крові виявляє більш енергоощадні механізми адаптації, а краснопірку характеризує максимальний коефіцієнт варіації (37—40%).

Таким чином, дослідження біохімічного стану риб різних екологічних груп, зокрема краснопірки (частково рослинної — поверхневі шари води), карася сріблястого та плітки (всеїдні, бентофаги — товща води та її придонні шари) і окуня (активний хижак — товща та придонні шари), дозволяють оцінити якість води всієї водойми.

Список використаної літератури

1. Лозовіцький П.С. Моніторинг якості води річки Дунай у м. Кілія. *Причорномор. екол. бюл.* 2011. № 4. С. 158—182.
2. Карапетян О.Ш. Биомаркерная оценка состояния популяции бычка-кругляка *Neogobius melanostomus* в прибрежных районах Азовского моря : Автореф. дис. ... канд. биол. наук. 2012. 24 с.

3. Річний звіт з питань управління водними ресурсами суббасейну нижнього Дунаю. Басейнове управління водних ресурсів річок Причорномор'я та Нижнього Дунаю. Державне агентство водних ресурсів України. Одеса, 2020. 52 с. <https://oouvr.gov.ua/wp-content/uploads/2020/10/Річний-звіт-суббасейну-Нижнього-Дунаю.pdf>.
4. Chang C.H., Liu Z.Z., Lee T.H. Changes in hypothermal stress-induced hepatic mitochondrial metabolic patterns between fresh water- and seawater-acclimated milkfish, *Chanos chanos*. *Sci. Rep.* 2019. Vol. 9. 18502. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-55055-4>.
5. Driedzic W.R., Short C.E. Relationship between food availability, glycerol and glycogen levels in low-temperature challenged rainbow smelt *Osmerus mordax*. *J Exp Biol.* 2007. Vol. 210, N 16. P. 2866—2872. doi: 10.1242/jeb.003749.
6. Esin E.V., Fedorov A.E. The effect of chronic volcanic pollution on the morphometric characteristics of juvenile Dolly Varden (*Salvelinus malma* W.) on the Kamchatka peninsula. *Hydrobiologia.* 2016. Vol. 783, N 1. P. 1-10. DOI: 10.1007/s10750-016-2741-7.
7. Friedman R.B., Young D.S. Effects of disease on clinical laboratory tests. Columbia University Press, 1989. 518 p.
8. Hamilton P.B., Rolshausen G., Uren Webster T.M., Tyler C.R. Adaptive capabilities and fitness consequences associated with pollution exposure in fish. *Phil. Trans. R. Soc.* 2017. B372: 20160042. 9 p. <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2016.0042>
9. Horodysky A.Z., Cooke S.J., Brill R.W. Physiology in the service of fisheries science: Why thinking mechanistically matters. *Rev. Fish. Biol. Fisheries.* 2015. Vol. 25. P. 425—447. DOI 10.1007/s11160-015-9393-y.
10. Kanchan K., Nitish R., Sinha R.C. Multiple biomarker response in the fish, *Labeo rohita* due to hexavalent chromium. *International Conference on Biotechnology and Food Science.* 2011. Vol. 7. P. 155—158.
11. Macura B., Lönnstedt O.M., Byström P. et al. What is the impact on fish recruitment of anthropogenic physical and structural habitat change in shallow nearshore areas in temperate systems? A systematic review protocol. *Environ. Evidence.* 2016. Vol. 5, N 1. P. 10. DOI:10.1186/s13750-016-0061-z.
12. Morado C.N., Araújo F.G., Gomes I.D. The use of biomarkers for assessing effects of pollutant stress on fish species from a tropical river in Southeastern Brazil. *Acta Scientiarum. Biological Sciences.* 2017. Vol. 39, N 4. P. 431—439, Doi: 10.4025/actascibiolsci.v39i4.34293.
13. Pinna M., Zangaro F., Saccomanno B. et al. An overview of ecological indicators of fish to evaluate the anthropogenic pressures in aquatic ecosystems: from traditional to innovative DNA-based approaches. *Water.* 2023. Vol. 15, N 5. P. 949. <https://doi.org/10.3390/w15050949>.
14. Ramesh M., Kumary S.S., Kavitha C. et al. Primary stress responses of common carp *Cyprinus carpio*, exposed to copper toxicity. *Acta Ichthyol. Etpiscatoria.* 2007. Vol. 37, N 2. P. 81—85.
15. Ramesh M., Saravanan M., Kavitha C. Hormonal responses of the fish, *Cyprinus carpio*, to environmental lead exposure. *Afr. J. Biotechno.* 2009. Vol. 8. P. 4154—4158.
16. Water Quality Assessments — A Guide to Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring/ Ed. by Deborah Chapman. London: F&FN Spon. 1996. 651 p.

Надійшла 8.02.2024

O. Potrokhov, Dr. Sci. (Biol.), Senior Researcher, Head of Department,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine,
e-mail: apotrokhov@gmail.com
ORCID 0000-0002-8274-6898

O. Zinkovskyi, PhD (Biol.), Senior Researcher, Leading Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine,
e-mail: olzinkovskyi@gmail.com,
ORCID 0000-0003-4135-5839

Yu. Khudiiash, PhD (Biol.), Senior Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine,
e-mail: yurahud@ukr.net,
ORCID 0000-0002-8588-0371

L.V. Fedorenko, Senior Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine,
e-mail: Fedorenko.L@nas.gov.ua,
ORCID 0000-0002-7241-0282

K. Kofonov, PhD (Biol.), Junior Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine,
e-mail: kirillkofonov16@gmail.com,
ORCID 0000-0002-7859-5193K.

ASSESSMENT OF THE PHYSIOLOGICAL STATE OF FISH IN THE KILIAN ESTUARY OF THE DANUBE RIVER IN THE SUMMER PERIOD BY BIOCHEMICAL INDICATORS OF THE BLOOD

Changes in the content of cortisol, triiodothyronine, thyroxine and glucose, the activity of AST, ALT and their ratio in the blood plasma of perch, roach, rudd and silver crucian carp from the Kiliya estuary of the Danube in the summer were studied. Hormone content was determined by enzyme immunoassay, enzyme activity and glucose content by standard methods. It is shown that studies of the biochemical state of various ecological groups of fish make it possible to assess the water quality of both surface and bottom water layers of the entire reservoir. When the quality of surface water deteriorates and under stressful circumstances, an increase in the content of cortisol and triiodothyronine in the plasma of rudd is noted. In fish from the bottom layers of water (roach and perch), partial liver damage is observed according to the activity of AST and ALT, and the Ritis coefficient due to deteriorating environmental conditions. Basically, all studied species actively use energy resources (glucose) to adapt to existing environmental conditions. For the vast majority of the studied indicators, the highest coefficient of variation is observed in crucian carp, then rudd, and significantly less in roach and perch.

Key words: river perch, common roach, common rudd, silver crucian carp, cortisol, thyroxine, triiodothyronine, AST and ALT activity, Ritis coefficient, glucose, water quality, adaptation.

УДК 574.3:591.5:592

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

В.І. ЮРИШИНЕЦЬ, д. б. н., голов. наук. співроб., проф.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: ciliator@ukr.net
ORCID 0000-0001-6310-7874

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: ecos_inhydro@ukr.net
ORCID 0000-0002-4008-5120

О.В. РОМАНЕНКО, акад. НАН України, д. б. н., проф., зав. каф.,
Національний медичний університет імені О.О. Богомольця
просп. Берестейський, 34, Київ, 03057, Україна
e-mail: bio.dep.nmu@gmail.com
ORCID 0000-0002-8622-1757

ПОВЕДІНКОВІ РЕАКЦІЇ ВОДЯНИХ БЕЗХРЕБЕТНИХ ЯК ПЕРСПЕКТИВНИЙ КРИТЕРІЙ ВИЯВЛЕННЯ ТОКСИЧНОГО ВПЛИВУ (ОГЛЯД)¹

Проведено аналіз сучасних підходів щодо використання поведінкових реакцій гідробіонтів як тест-критерію встановлення токсичності у системах контролю якості води та біотестуванні. Показники, що характеризують зміни їхньої поведінки, мають ряд суттєвих переваг порівняно з класичними летальними і сублетальними токсикологічними тест-критеріями завдяки короткому терміну прояву ефекту, високій чутливості, здатності виявляти низькі концентрації токсикантів, нелетальності для тест-організмів та ін. Рухову активність гідробіонтів (риб, ракоподібних) успішно застосовано у практиці безперервного контролю якості води — системах біологічного раннього попередження в режимі реального часу (re-

¹ Роботу виконано за підтримки Національного фонду наукових досліджень України — Проєкт 2023.04/0045 «Розробка уніфікованої тест-системи для оцінки токсичності та ідентифікації класу забруднюючих речовин, що потрапляють у водні об'єкти внаслідок воєнних дій».

Ц и т у в а н н я: Коновець І.М., Юришинець В.І., Кіпніс Л.С., Романенко О.В. Поведінкові реакції водяних безхребетних як перспективний критерій виявлення токсичного впливу (огляд). *Гідробіол. журн.* 2025. Т. 61, № 3. С. 86—101.

al-time biological early warning systems, BEWS), які впроваджено водним менеджментом багатьох країн світу.

Показано, що рухова активність гіллястовусих ракоподібних достовірно змінюється у відповідь на присутність у водному середовищі широкого спектра речовин (фармацевтичні препарати, токсини синьозелених водоростей, важкі метали, ксенобіотики та ін.). Дослідження показали можливість застосування як поведінкових тест-критеріїв таких показників рухової активності як тривалість плавання, швидкість плавання, подолана відстань, частота рухів кінцівками, кількість поворотів, кут повороту, час відпочинку, тривалість спокою та ін.

Використання штучного інтелекту (комп'ютерні моделі глибокого навчання на основі штучних нейронних мереж) пропонується для аналізу великих наборів даних щодо поведінки тест-організмів та виявлення патернів, специфічних до дії певних токсикантів та ідентифікації чинників токсичності.

Ключові слова: поведінкові реакції, тест-критерій, токсичність, біотестування, водяні безхребетні.

Антропогенне забруднення навколишнього середовища носить глобальний характер, а його прояви та впливи спостерігаються повсюдно на регіональному та локальному рівнях. Комплексний хімічний моніторинг усіх хімічних речовин, які використовує людство (близько 100 тисяч хімічних речовин використовуються щодня, а понад 50 мільйонів хімічних речовин відомі та зареєстровані, зокрема, у реєстрах Хімічної Реферативної Служби — Chemical Abstracts Service, CAS) разом із продуктами їхньої трансформації неможливий, а також не достатньо дієвий через брак даних про вплив кожної речовини на живих істот.

Оцінити комплексний вплив різноманітних забруднювальних речовин за рівнем токсичності дозволяє використання методології та методів біотестування: встановлення токсичності для живих організмів певних середовищних матриць, яке ґрунтується на реєстрації змін того чи іншого біологічного показника (фізіологічного, біохімічного, цитогенетичного тощо) або виявленні смертельної (летальної) дії на тест-об'єкти або тест-культури. Головні переваги цього підходу полягають у його відносній простоті та доступності, відсутності потреби у складному устаткуванні та вартісних реактивах, високій чутливості належно підібраних і утримуваних тест-організмів.

Традиційні тести на токсичність потребують достатньо тривалого періоду спостережень у випадку, коли оцінюються низькі концентрації токсичних речовин, оскільки хронічні тести зазвичай використовують за критерій впливу сублетальні ефекти (вплив на ріст, відтворення тощо). Тому одним із важливих завдань сучасної методології біотестування є скорочення тривалості тестів без зменшення надійності виявлення негативного впливу. Особливо це важливо за кризових умов, зокрема ворожих загарбницьких воєнних дій, прикладом яких є війна РФ проти України. Одним із можливих шляхів підвищення швидкості виявлення токсичного впливу є використання рухових реакцій тест-організмів як експрес-тесту.

Ще одним важливим та дотичним завданням, де можуть бути використані поведінкові реакції гідробіонтів, є моніторинг якості поверхне-

вих вод та швидке виявлення їхнього забруднення на основі розробки біологічних систем раннього попередження в режимі реального часу (*real-time biological early warning systems, BEWS*) як невід'ємна складова охорони здоров'я людини, підтримки сталого економічного розвитку та прогнозування впливу забруднювачів на водні екосистеми [15].

Метою цієї роботи стало узагальнення сучасних уявлень про застосування поведінкових реакцій гідробіонтів як тест-критерію встановлення токсичності у системах контролю якості води та біотестуванні.

Поведінкові реакції можна розглядати як реакцію тварин на вплив певного зовнішнього подразника, яка виявляється за допомогою спостереження. Крім абіотичних та біотичних чинників, таких як зміни температури, освітлення, присутність хижаків, наявність їжі тощо, зміни поведінкових реакцій можуть бути пов'язані з антропогенним впливом на екосистеми, включно із забрудненням водних екосистем токсичними речовинами. Відомо, що поведінка будь-якого виду живих істот є адаптивною, її особливості, інтенсивність і час прояву можуть змінюватись в межах генетично зумовленого діапазону толерантності. Отже, поведінка є важливим механізмом реагування та адаптації до змін у навколишньому середовищі, зокрема до впливу забруднювачів [22].

Вивчення змін у поведінці, викликаних впливом забруднювальних речовин, є невід'ємною частиною етології (біхейвірології — поведінкової науки), яку запропоновано назвати поведінковою екотоксикологією. Перевагами поведінкових тест-критеріїв є короткий час реагування, неінвазивність, екологічна значущість, можливість аналізу відповіді у часі (*time-to-response, TTR*), що дозволяє використовувати більш чутливі та інформативні показники порівняно з фіксованими у часі ($ЛК_{50}$) [29].

Доцільність та переваги використання поведінкових реакцій як інструменту для оцінки токсичного впливу забруднювальних речовин на водні організми були підтверджені шляхом проведення комплексного мета-аналізу, суть якого полягала у порівнянні чутливості і тривалості досліджень поведінкових реакцій з дослідженнями, де тест-критеріями були смертність організмів та показники розвитку і розмноження [46]. Констатуючи безсумнівну важливість загальноприйнятих показників для повного розуміння впливу токсичних речовин на гідробіонтів на організмовому і популяційному рівнях, автори наголошують на цінності поведінкових критеріїв, оскільки вони надають змогу у порівняно короткий час отримати достовірні результати за чутливими показниками.

Біологічні системи раннього попередження в режимі реального часу (real-time biological early warning systems, BEWS). Технологічний прогрес сприяв активному розвитку автоматизованих систем контролю певних фізико-хімічних показників води. Автоматизовані та багатопараметричні системи хімічного зондування, які в режимі реального часу здатні вимірювати такі стандартні показники гідрохімічного режиму як рН, каламутність, вміст деяких аніонів та катіонів, розчиненого кисню, загального органічного вуглецю, свого часу були розгорнуті в багатьох країнах Європи, Азії та Сполучених Штатах [15, 32]. Однак сучасний рівень роз-

витку аналітичних методів газової і рідинної хроматографії і спектроскопії не дає можливості повною мірою виконувати контроль хімічного стану поверхневих вод в режимі реального часу, навіть попри високу вартість та ресурсоємність подібного моніторингу [15, 33].

Одним із перспективних шляхів у цьому напрямі, який активно розвивається, є застосування біосенсорів, зокрема використання генетично модифікованих бактеріальних клітин як розпізнавального елемента для оптоелектронних біосенсорів. Вважається, що у поєднанні з новими технологіями і мініатюрною оптоелектронікою генетично модифіковані бактерії можуть використовуватись у системах швидкої детекції, де рекомбінантні клітини випромінюють флуоресцентне або люмінесцентне світло у відповідь на присутність цільового токсиканта [17]. Проте більшість біосенсорів все ще обмежені, як правило, одним цільовим аналітом, а також необхідністю заміни чутливих елементів після детекції або біооброшення.

Ще одним шляхом доповнення традиційних підходів до оцінки якості води стали біологічні системи раннього попередження на основі реєстрування змін поведінкових та/або фізіологічних характеристик чутливих водяних тварин [31, 32]. Перші концептуальні електронні BEWS були запропоновані в 70-х роках ХХ ст. на основі транзисторних систем та використовували поведінкові і фізіологічні реакції риб (локомоція, електроміографія, зміни об'єму газообміну та дихального тиску) як тест-критерії виявлення токсичності промислових стічних вод в режимі реального часу [15]. Такі системи були запроваджені у багатьох країнах світу, проте були виведені з експлуатації у 80-х роках, через технологічну застарілість, недосконалість електронного збору даних, автоматизації та високі витрати на обслуговування і підтримку їхньої безперервної роботи [30]. А втім, в останні роки спостерігається розробка нового покоління систем контролю на основі сучасних підходів до реєстрації та аналізу отриманих даних.

Зміни поведінкових параметрів виявилися чутливим критерієм сублетального впливу, здатним розширити можливості моніторингу [29, 31, 34]. Поведінкові реакції таких організмів, як риби, ракоподібні та молюски, можна з достатньою точністю відстежувати в режимі реального часу за допомогою сучасних електронних засобів, при цьому такі реакції часто передують розладам фізіологічного стану, прояву вад у розвитку або зменшенню темпів розмноження [34]. Переваги BEWS, що використовують аналіз поведінкових реакцій в реальному часі, полягають у можливості безперервного моніторингу та раннього попередження про зміни параметрів якості води [43]. Важливо зазначити, що тест-організми виявляють і попереджають про наявність хімічних речовин, які не включені в стандартні схеми аналітичних вимірювань або мають неприйнятно високі межі виявлення [43]. Показано, що використання поведінкових реакцій уможливорює визначення впливу певних токсикантів у концентраціях, близьких до порогових величин їхнього аналітичного виявлення [29].

Відстеження тварин з використанням комп'ютерної обробки цифрових відеозаписів на сьогодні є провідним підходом у вивченні поведінкових реакцій в екотоксикологічних та етологічних дослідженнях, який включає кілька незалежних етапів: відеозапис, програмне відстеження траєкторії руху тварин та аналіз даних [15, 35, 36].

Основні проблеми цієї методології пов'язані з необхідністю одночасного отримання цифрового відеопотоку, відстеження тварин і виявлення значимих змін поведінкових індикаторів впливу (таких як, наприклад, середня швидкість, прискорення, кількість поворотів тощо) в режимі реального часу [15]. Крім того, відстеження тварин у більшості досліджень здійснюється лише у двовимірному просторі, що не дозволяє використовувати тривимірні траєкторії руху. Вважається, що тривимірна візуалізація може виявити набагато складніші патерни поведінкових реакцій порівняно з двовимірною [6].

Переваги використання риб як тест-організмів у системах BEWS полягають у відносній простоті їхнього утримання, доступності, можливості обрати малорозмірні види та тривалому життєвому циклу. Складність нервової системи риб дозволяє фіксувати їхні специфічні реакції на дію більшості промислових забруднювачів [28]. Крім риб, гіллястовусі ракоподібні є іншою таксономічною групою, представники якої найчастіше використовуються з цією метою [6]. Прикладом успішної комерційної розробки у цьому напрямку є портативний пристрій DaphTox II (DaphniaToximeter II) німецької компанії bbe Moldaenke [21], який використовує високу чутливість гіллястовусих ракоподібних *Daphnia magna* до змін якості води [6, 15]. DaphTox II аналізує поведінку дафній, які утримуються у скляній проточній камері об'ємом 30 мл, за допомогою горизонтально розташованої цифрової камери з високою роздільною здатністю. Однокамерна система може бути модернізована до двокамерної, де одна з камер слугуватиме негативним або позитивним контролем. DaphTox II може безперервно відстежувати рухову активність десяти особин протягом більше семи діб, використовуючи метод контрастного відстеження [15, 44]. Для розрахунку інтегрального поведінкового критерію впливу аналізуються такі параметри, як середня швидкість, відстань між організмами, висота плавання, розподіл у камері, кількість поворотів і обертань [44]. Завдяки своїй чутливості та успішній валідації цей метод також широко впроваджений для виявлення токсичних речовин у країнах Європи, США, Канаді, Кореї та Китаї з численним спектром застосувань (моніторинг дамб, тестування зворотних стічних вод, оцінка стану водних шляхів, онлайн-моніторинг забірної і питної води) [15]. Проте успішне використання систем BEWS потребує і розуміння обмежень, які накладає цей підхід (таблиця).

Використання поведінкових реакцій представників Cladocera у екотоксикологічних дослідженнях. Проведений нами аналіз публікаційної активності свідчить про незмінне зростання зацікавленості міжнародної наукової спільноти у дослідженнях поведінкових реакцій гіллястовусих ракоподібних за змін екологічних чинників середовища. На рисунку 1

Таблиця

Переваги і недоліки біологічних систем раннього попередження (BEWS) [15]

Переваги	Недоліки
- безперервне вимірювання параметрів якості води в режимі реального часу; - висока чутливість за умов адекватного підбору тест-організмів і тест-критеріїв відповідно до стратегії застосування; - одночасний аналіз багатьох параметрів; - можливість досягнення високого рівня автоматизації; - простота експлуатації, мінімальна необхідність у втручанні людини; - невисока вартість обслуговування і поточного ремонту, особливо у порівнянні зі складними спектрометричними аналітичними системами; - гнучкість з точки зору стратегії застосування: у разі використання тест-організмів з тривалим життєвим циклом (риби, молюски) можливі як лабораторні, так і польові технічні рішення; - можливість живлення від акумуляторних пристроїв, що забезпечує значну автономність під час відключень електрики; - можливість використання декількох видів тест-організмів	- відсутність специфічності стосовно типу забруднення та концентрації забруднювальних речовин; - необхідність періодичної заміни тест-організмів в разі обмеженої тривалості життя (дафнії — тижень, риби — до чотирьох тижнів, молюски — до трьох місяців); - поріг виявлення небезпеки визначається чутливістю і часом відповіді тест-організмів, на що може впливати низка чинників (фізико-хімічні характеристики води, доступність і якість їжі, захворювання та ін.); - потреба у годівлі та стандартизації цієї процедури; - чутливість тест-організмів до активного хлору води у разі моніторингу якості хлорованої питної води; - необхідність розробки уніфікованих еталонних стандартів при дослідженні поведінкових реакцій

представлено результати пошуку наукових публікацій у провідній міжнародній реферативній базі даних Web of Science Core Collection (1970—2025 рр.) за запитом $TS=(behavior) AND TS=(daphnia OR cladocera)$.

Аналіз ступеня зв'язку між ключовими словами у цих публікаціях (2509 записів) показує, що вивчення поведінки гіллястовусих ракоподібних (вузли «Cladocera» та «поведінка») були пов'язані головним чином з двома напрямками досліджень — екологічним та токсикологічним (рис. 2).

Перший включав в себе такі питання як поведінкові реакції гіллястовусих ракоподібних за зміни абіотичних і біотичних чинників середовища, включно із взаємодією Cladocera (як компоненти зоопланктону) з іншими трофічними рівнями в світлі базових біологічних концепцій (еволюція, фенотипічна пластичність, відбір, трофічні рівні). Можна відмітити, що протягом останніх двадцяти років відбувся певний зсув зацікавленості з екологічних аспектів до токсикологічних. Поведінкові реакції все частіше розглядаються як перспективний інструмент в екотоксикологічних дослідженнях для швидкого визначення сублетальної дії токсичних речовин різної природи.

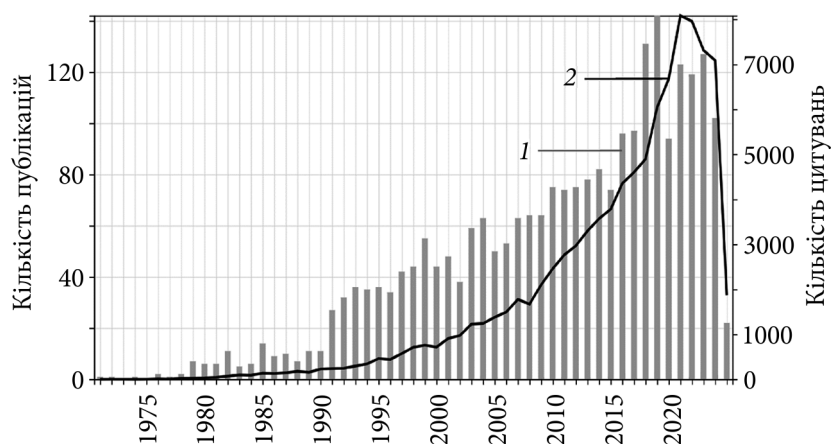


Рис. 1. Динаміка кількості публікацій (1) та цитувань (2) щодо поведінкових реакцій гіллястовусих ракоподібних

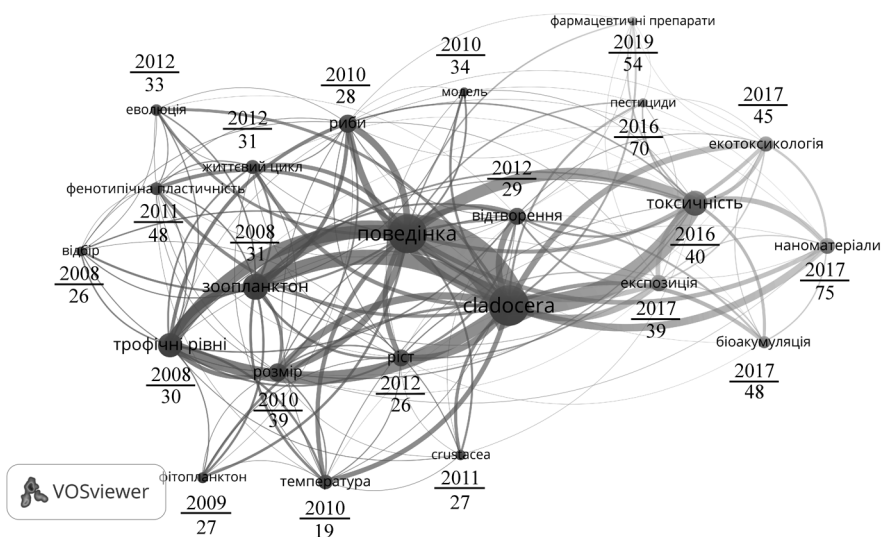


Рис. 2. Ступінь зв'язку між ключовими словами у публікаціях, присвячених поведінковим реакціям гіллястовусих ракоподібних із зазначенням середньої дати (рік) відповідних публікацій (над рискою) і кількості цитувань (під рискою)

Як тест-критерій токсичного впливу на дафній запропоновано використовувати низку фізіологічних показників, чутливих до стресових рівнів чинників навколишнього середовища [6]. Живлення є важливим фізіологічним показником *Daphnia magna*, пов'язаним з екологічною роллю цих організмів як фільтраторів зависей з товщі води [38]. Дослідження показали, що дафнії можуть відфільтровувати частки розміром від 1 до 70 мкм [55]. Фільтрація здійснюється за допомогою грудних кінцівок

(придатків), які також відіграють важливу роль у диханні. Оскільки активність грудних кінцівок може змінюватися під впливом різних стресових чинників, її запропоновано використовувати як фізіологічний критерій впливу [5]. Ще одним показником, який чутливо реагує на вплив різноманітних чинників, є частота скорочень серця та проєктивна площа під час систоли та діастоли [6]. Можливість використання як індикаторів рухів інших частин тіла цих планктонних ракоподібних (око, постабдомінальний кігтик, мандибули) досліджена менше, проте показано, що їх застосування цілком можливе завдяки аналізу цифрового зображення, отриманого за допомогою мікроскопічної техніки [6, 37].

Плавальна поведінка — це широкий термін, що охоплює різні прояви плавальної активності. Аналіз параметрів руху *Daphnia magna* є новим перспективним методологічним підходом в галузі екологічної токсикології [6, 15, 29, 46, 52, 56, 59].

Встановлено, що рухові параметри *Daphnia magna* є чутливим біомаркером впливу хімічних речовин різної природи: серед іншого, важких металів [51, 58], пестицидів [8, 10, 14, 23, 26, 39, 53, 61], нейротоксинів ціанобактрій [9], фармацевтичних препаратів, продуктів персональної гігієни, речовин, що порушують роботу ендокринної системи [2, 4, 7, 8, 11—13, 24, 41, 49], природних і синтетичних барвників [1], наночасток і мікропластику [45, 47, 50].

Серед параметрів, які широко використовуються для дослідження рухової активності, є час плавання, швидкість плавання, частота рухів антенами, горизонтальний і вертикальний розподіл організмів, подолана відстань, кількість поворотів, кут повороту, час відпочинку, тривалість спокою, скупчення, обертання та інші [6]. Наведений перелік свідчить про те, що дослідження рухової активності *Daphnia magna* за дії забруднювальних речовин надає широкий спектр показників, які в інтегрованому вигляді можуть бути цінним тест-критерієм для оцінки впливу токсичних речовин у екоотоксикологічному аспекті.

Показник часу плавання (тривалість періоду, протягом якого дафнія зберігає рухливість) досить легко фіксується неозброєним оком, тому вже довгий час використовується при визначенні токсичних властивостей забруднювальних речовин різної хімічної природи (тест на іммобілізацію). Важливо зазначити, що вплив деяких фармацевтичних препаратів, зокрема агоністів дофамінових рецепторів, також призводить до скорочення тривалості плавання [4].

Швидкість плавання — один з найпоширеніших параметрів оцінки плавальної поведінки дафній. У подібних дослідженнях швидкість розглядають як векторну величину, яка характеризується певним значенням і напрямком. Рух дафній не є постійним, виділяють дві моделі плавальної поведінки дафній [48], описані як стрибкоподібний та швидкий неперервний рух. Зазвичай плавання дафній характеризується періодичними «стрибками і зануреннями» завдяки силовим рухам других антен, які надають їм швидкого прискорення, після чого настає фаза занурення. При такому типі плавання показник швидкості зазвичай не перевищує

10 мм/с. Інший тип плавання — швидкий неперервний рух — подібний до стрибкоподібного плавання, але без фази занурення, при цьому швидкість перевищує 10 мм/с [48]. Як правило, періоди прискореного руху чергуються з уповільненими [6]. Із збільшенням інтенсивності освітлення швидкість руху дафній зростає, проте дослідження з помірним світлом дозволяють краще розрізняти індивідуальні реакції організмів за впливу біологічно активних речовин [54]. Встановлено, що швидкість плавання залежить від розміру організмів. Дафнії більших розмірів рухаються швидше і протягом довших проміжків часу порівняно з меншими особинами [25, 40]. Залежно від напрямку у тривимірному просторі можна розрізняти швидкість плавання при горизонтальному, висхідному та низхідному русі [49]. Цей параметр було успішно застосовано для тестування деяких фармацевтичних препаратів, включно з антибіотиками [11, 49]. Встановлено стійкий взаємозв'язок між швидкістю руху і активністю ферменту ацетилхолінестерази у дослідах з її прямими і непрямими інгібіторами [53]. Аналіз літератури свідчить про те, що за впливу речовин токсичної дії (важкі метали, пестициди) швидкість плавання дафній має стійку тенденцію до зниження, що позначається також на зменшенні подоланої відстані [6]. Виключення можуть становити реакції на помірні концентрації токсикантів у короткочасових експозиціях, коли організми збільшують рухову активність для уникнення шкодочинної дії.

Відмічено достовірні зміни у відстані, яку долають піддослідні тварини протягом певного часу (подолана відстань) під впливом різних чинників [6]. Наприклад, виявлено зменшення цього показника за дії токсинів синьозелених водоростей та опромінення ультрафіолетом [27, 40]. Вплив деяких антибіотиків також призводив до збільшення часу, протягом якого дослідні тварини перебували у стані спокою [49].

Ще одним параметром плавальної активності, який успішно використовується у тестуванні токсичних речовин і фармацевтичних препаратів, є загальна кількість стрибків за певний проміжок часу, адже саме завдяки різким періодичним рухам антен пересуваються гіллястовусі ракоподібні. Важливою особливістю цього тест-критерію є те, що він меншою мірою залежить від розмірів особин, при цьому різні токсиканти можуть змінювати частоту стрибків протилежним чином [6, 57]. Перспективним тест-критерієм вважають також зміни напрямку руху дафній. Встановлено, що кількість поворотів та кут повороту змінюються не тільки у відповідь на екологічні чинники (кількість їжі, наявність хижаків тощо), але є також індикатором впливу речовин токсичної дії [20, 62].

Одним з важливих і перспективних напрямків використання поведінкових реакцій гіллястовусих ракоподібних у екотоксикологічних дослідженнях є виявлення подібності змін параметрів рухової активності за дії певних класів забруднювачів, оскільки речовини зі спільними метаболічними та/або структурними мішенями в організмі викликать, імовірно, подібні фізіологічні реакції. Проте література з цього питання вкрай обмежена, а дані суперечливі. У роботі [61] стверджується, що за такими показниками руху *Daphnia magna* як загальний подоланий шлях

та зміни напрямку (куту) траєкторії плавання можна достовірно розрізнити вплив речовин інсектицидної дії з різним механізмом дії, а саме — речовин-прототипів інсектицидів класу неонікотиноїдів (фізостигмін, нікотин) та інсектицидів-інгібіторів ацетилхолінестерази (хлорпірифос, імідаклоприд). Дослідження середньої швидкості руху *D. magna* за дії ширшого спектру речовин — сполук наркотичної дії (етанол, ізопропанол), інгібіторів ацетилхолінестерази (трихлорфон, карбофуран), агоніста рецептора ацетилхоліну (імідаклоприд), агоніста і антагоніста рецептора ГАМК (абамектин і фіпроніл), регуляторів натрієвих каналів (есфенвалерат, циперметрин), алкалоїду (кофеїн), психотропного засобу (сертралін) та купруму сульфату — не виявили специфічних поведінкових патернів токсичної дії за цим показником, хоча спостерігались певні концентраційні і часові залежності [19].

Хоча можливість використання базових, усереднених параметрів руху з метою достовірного виявлення стресового стану у гіллястовусих ракоподібних у несприятливому середовищі не викликає сумніву, ідентифікація специфічних чинників токсичної дії за поодинокими параметрами має значні обмеження. Вони зумовлені тим, що прояви фізіологічних та поведінкових ефектів токсичного впливу мають досить складні концентраційно-часові взаємозв'язки.

Існує думка про те, що використання штучного інтелекту може стати цінним інструментом при дослідженні поведінкових реакцій гідробіонтів. Деякі моделі машинного навчання успішно використовуються для видалення перешкод і автоматичного віднімання фону при аналізі траєкторій руху [16, 42]. Але найперспективнішим напрямом досліджень є використання штучних нейронних мереж з метою ідентифікації речовин, що чинять токсичну дію. Гіллястовусі ракоподібні є досить високоорганізованими організмами і мають достатньо складні механізми фізіолого-біохімічної реакції на різноманітні подразники. Їхня поведінка є складною сукупністю фізіолого-біохімічних реакцій за участю сенсорної, нервової, м'язової та інших систем, тому вважається, що ці організми можуть виявляти унікальні патерни локомоторних траєкторій у відповідь на вплив хімічних речовин з різним механізмом токсичної дії [18].

Для аналізу великих наборів даних, до яких можна віднести і чисельний опис рухової активності гіллястовусих ракоподібних, останнім часом широко використовуються комп'ютерні моделі глибокого навчання (deep learning model) на основі штучних нейронних мереж (artificial neural network), тренування яких проходить на великих масивах даних без втручання людини. Як правило, такі моделі мають три або більше рівнів «нейронів», об'єднаних певним чином у мережі, спрямовані на пошук характерних послідовностей у даних [3].

Автори дослідження [18] провели машинний аналіз великої кількості локомоторних траєкторій *Daphnia magna* з використанням низки моделей глибокого навчання на основі конволюційних нейронних мереж, які знаходять широке застосування для аналізу візуальних даних. При використанні моделі ResNet50 вдалося досягти 87,3 %-вої точності при іден-

тифікації чинників токсичної дії, серед яких досліджувалося 117 хімічних речовин різних класів (важкі метали, пестициди, антипірени, пластифікатори та ін.). Автори цього дослідження вважають, що їм вдалося запропонувати недорогий, ефективний та «екологічно чистий» метод *in vivo* ідентифікації забруднювачів води із застосуванням моделей глибокого навчання. Проте, незважаючи на безсумнівну перспективність, метод мав певні обмеження, оскільки вплив не всіх хімічних речовин характеризується унікальними патернами руху *D. magna* і локомоторні реакції у відповідь на дію деяких з них були схожими. Також цей метод не враховував сумісної дії кількох хімічних речовин [18].

Таким чином, моделі глибокого машинного навчання є цінним інструментом для виявлення тих закономірностей у даних, що приховані від розкриття за допомогою традиційних аналітичних підходів. За нашим переконанням, поєднання методів виявлення особливостей поведінкових реакцій водяних безхребетних у токсичному середовищі з підходами TIE (Toxicity Identification Evaluation), спрямованими на ідентифікацію чинника токсичності шляхом проведення певних маніпуляцій зі зразком води [60], може бути вкрай корисним, оскільки дозволить суттєво скоротити час і сприятиме підвищенню чутливості при проведенні подібних досліджень, а також дозволить усунути певну невизначеність при інтерпретації рухової активності за впливу складних сумішей забруднювальних речовин.

Висновки

Зміни у поведінці тварин, викликані дією несприятливих чинників оточуючого середовища (зокрема — речовинами токсичної дії), пропонується застосовувати як ефективні та чутливі критерії встановлення впливу. Використання параметрів рухової активності дозволяє суттєво скоротити час, необхідний для виявлення гострої токсичної дії хімічних речовин, стічних і поверхневих вод, донних відкладів, а також реєструвати вплив нижчих концентрацій токсичних речовин порівняно зі стандартними летальними тест-критеріями (смертність, іммобілізація).

Рухову активність гідробіонтів (риб, ракоподібних) успішно застосовано у практиці безперервного контролю якості води — системах біологічного раннього попередження в режимі реального часу (real-time biological early warning systems, BEWS), які впроваджено водним менеджментом багатьох країн світу. Параметри руху гідробіонтів (риб та безхребетних) використано у біотестуванні токсичності хімічних речовин різної природи, встановлено особливості змін локомоторної активності у відповідь на токсичну дію.

Успішно розвиваються методи біотестування з використанням параметрів руху гіллястовусих ракоподібних (насамперед, *Daphnia magna*). Умови визначення цих параметрів піддаються нормуванню та стандартизації, а самі параметри виражаються чисельними показниками, які можуть бути оброблені за допомогою загальноприйнятих статистичних методів. Дані свідчать про те, що якісні та кількісні зміни у параметрах руху

гіллястовусих ракоподібних можуть бути використані у підходах ТІЕ (оцінки ідентифікації токсичності) для води та донних відкладів та стати додатковою доказовою ланкою при виявленні чинників токсичної дії.

Використання штучного інтелекту (комп'ютерні моделі глибокого навчання, штучні нейронні мережі) пропонується для аналізу великих наборів даних щодо поведінки тест-організмів та виявлення патернів, специфічних до дії певних токсикантів, та ідентифікації чинників токсичності.

Список використаної літератури

1. Abe F.R., Machado A.L., Soares A.M.V.M. et al. Life history and behavior effects of synthetic and natural dyes on *Daphnia magna*. *Chemosphere*. 2019. Vol. 236. 124390.
 2. Alla L.N.R., Monshi M., Siddiqua Z. et al. Detection of endocrine disrupting chemicals in *Danio rerio* and *Daphnia pulex*: Step-one, behavioral screen. *Chemosphere*. 2021. Vol. 271. 129442.
 3. Alvi F. Deep learning model training checklist: essential steps for building and deploying models. 2024. [Електронний ресурс]. Режим доступу <https://opencv.org/blog/deep-learning-model-training/>.
 4. Barrozo E.R., Fowler D.A., Beckman M.L. Exposure to D2-like dopamine receptor agonists inhibits swimming in *Daphnia magna*. *Pharmacol. Biochem. Behav.* 2015. Vol. 137. P. 101—109.
 5. Bownik A. Clove essential oil from *Eugenia caryophyllus* induces anesthesia, alters swimming performance, heart functioning and decreases survival rate during recovery of *Daphnia magna*. *Turk. J. Fish. Aquat. Sci.* 2015. Vol. 15. P. 157—166.
 6. Bownik A. *Daphnia* swimming behaviour as a biomarker in toxicity assessment: A review. *Sci. Total Environ.* 2017. Vol. 601—602. P. 194—205.
 7. Bownik A., Jasieczek M., Kosztowny E. Ketoprofen affects swimming behavior and impairs physiological endpoints of *Daphnia magna*. *Sci. Total Environ.* 2020. Vol. 725. 138312.
 8. Bownik A., Kowalczyk M., Banczerowski J. Lambda-cyhalothrin affects swimming activity and physiological responses of *Daphnia magna*. *Chemosphere*. 2019. Vol. 216. P. 805—811.
 9. Bownik A., Pawlik-Skowronska B. Early indicators of behavioral and physiological disturbances in *Daphnia magna* (Cladocera) induced by cyanobacterial neurotoxin anatoxin-a. *Sci. Total Environ.* 2019. Vol. 695. Art. 133913.
 10. Bownik A., Pawlocik M., Sokolowska N. Effects of neonicotinoid insecticide acetamiprid on swimming velocity, heart rate and thoracic limb movement of *Daphnia magna*. *Pol. J. Nat. Sci.* 2017. Vol. 32, N 3. P. 481—493.
 11. Bownik A., Slaska B., Bochra J. et al. Procaine penicillin alters swimming behaviour and physiological parameters of *Daphnia magna*. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.* 2019. Vol. 26, N 18. P. 18662—18673.
 12. Bownik A., Slaska B., Dudka J. Cisplatin affects locomotor activity and physiological endpoints of *Daphnia magna*. *J. Hazard. Mater.* 2020. Vol. 384. 121259.
 13. Bownik A., Sokołowska N., Slaska B. Effects of apomorphine, a dopamine agonist, on *Daphnia magna*: Imaging of swimming track density as a novel tool in the assessment of swimming activity. *Sci. Total Environ.* 2018. Vol. 635. P. 249—258.
 14. Bownik A., Szabelak A. Short-term effects of pesticide fipronil on behavioral and physiological endpoints of *Daphnia magna*. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.* 2021. Vol. 28, N 25. P. 33254—33264.
 15. Bownik A., Włodkowiec D. Advances in real-time monitoring of water quality using automated analysis of animal behaviour. *Sci. Total Environ.* 2021. Vol. 789. 147796.
- ISSN 0375-8990. Гідробіологічний журнал. 2025. 61(3)

16. Bruijning M., Visser M.D., Hallmann C.A., Jongejan E. *trackdem*: Automated particle tracking to obtain population counts and size distributions from videos in R. *Methods Ecol. Evol.* 2018. Vol. 9, N 4. P. 965—973.
17. Campana O., Wlodkowic D. Ecotoxicology goes on a chip: embracing miniaturized bioanalysis in aquatic risk assessment. *Environ. Sci. Technol.* 2018. Vol. 52, N 3. P. 932—946.
18. Cheng Sh., Yuan S., Wu X. et al. Identification of chemicals based on locomotor tracks of *Daphnia magna* using deep learning. *Environ. Sci. Technol. Lett.* 2023. Vol. 10, N 11. P. 998—1003.
19. Chevalier J., Harscoet E., Keller M. et al. Exploration of *Daphnia* behavioral effect profiles induced by a broad range of toxicants with different modes of action. *Environ. Toxicol. Chem.* 2015. Vol. 34, N 8. P. 1760—1769.
20. Christensen B.T., Lauridsen T.L., Ravn H.W., Bayley M. A comparison of feeding efficiency and swimming ability of *Daphnia magna* exposed to cypermethrin. *Aquat. Toxicol.* 2005. Vol. 73. P. 210—220.
21. DaphniaToximeter II. Biomonitoring using *Daphnia*. bbe Moldaenke GmbH [Електронний ресурс]. Режим доступу <https://www.bbe-moldaenke.de/en/products/toxicity/details/daphtox-II.html>.
22. Dell’Omo G. Behavioural Ecotoxicology. UK: Wiley. 2002. 463 p.
23. Di Nica V., Rizzi C., Finizio A. et al. Behavioural responses of juvenile *Daphnia magna* to two organophosphorus insecticides. *Int. J. Limnol.* 2022. Vol. 81. 2015.
24. Dionisio R., Daniel D., de Alkimin G.D., Nunes B. Multi-parametric analysis of ciprofloxacin toxicity at ecologically relevant levels: Short- and long-term effects on *Daphnia magna*. *Environ. Toxicol. Pharmacol.* 2020. Vol. 74. 103295.
25. Dodson S., Ramcharan C. Size-specific swimming behavior of *Daphnia pulex*. *J. Plankton Res.* 1991. Vol. 13. P. 1367—1379.
26. Egan N., Stinson S.A., Deng X. et al. Swimming behavior of *Daphnia magna* is altered by pesticides of concern, as components of agricultural surface water and in acute exposures. *Biology.* 2023. Vol. 12, N 3. 425.
27. Ferrao-Filho A.S., Soares M.C., Lima R.S., Magalhaes V.F. Effects of *Cylindrospermopsis raciborskii* (cyanobacteria) on the swimming behavior of *Daphnia* (Cladocera). *Environ. Toxicol. Chem.* 2014. Vol. 33. P. 223—229.
28. Freitas L.M., Valadares L.A., Camozzi M. et al. Animal models in the neurotoxicology of 2,4-D. *Hum. Exp. Toxicol.* 2019. Vol. 38. P. 1178—1182.
29. Gerhardt A. Aquatic Behavioral ecotoxicology — prospects and limitations. *Hum. Ecol. Risk Assess.: Int. J.* 2007. Vol. 13, N 3. P. 481—491.
30. Gerhardt A. Online biomonitoring for integrated smart real-time water management. *Water Solut.* 2020. Vol. 3. P. 20—23.
31. Gerhardt A., De Bisthoven L.J., Schmidt S. Automated recording of vertical negative phototactic behaviour in *Daphnia magna* Straus (Crustacea). *Hydrobiologia.* 2006. Vol. 559, N 1. P. 433—441.
32. Gruber D., Frago C.H., Rasnake W.J. Automated biomonitors — first line of defense. *J. Aquat. Ecosyst. Health.* 1994. Vol. 3. P. 87—92.
33. Gunatilaka A., Diehl G., Puzicha H. The evaluation of “dynamic daphnia test” after a decade of use. In: *Biomonitoring and Biomarkers as Indicators of Environmental Change 2*. Ed. by Butterworth F.M., Gunatilaka A., Gensebatt M.E. New York, 2000. P. 29—59.
34. Hellou J. Behavioural ecotoxicology, an “early warning” signal to assess environmental quality. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 2011. Vol. 18. P. 1—11.
35. Henry J., Wlodkowic D. Towards high-throughput chemobehavioural phenomics in neuropsychiatric drug discovery. *Mar. Drugs.* 2019. Vol. 17, N 6. 340.
36. Henry J., Wlodkowic D. High-throughput animal tracking in chemobehavioral phenotyping: Current limitations and future perspectives. *Behav. Processes.* 2020. Vol. 180. 104226.

37. Herrera N., Palacio J., Echeverri F., Ferrão-Filho A. Effects of a cyanobacterial bloom sample containing microcystin-LR on the ecophysiology of *Daphnia similis*. *Toxicol. Rep.* 2014. Vol. 1. P. 909—914.
38. Hromova Yu., Afanasyev S.O., Shevtsova L.V. Structural organization of zooplankton in transformed small rivers. *Hydrobiol. J.* 2013. Vol. 49, N 1. P. 21—29.
39. Hussain A., Audira G., Malhotra N. et al. Multiple screening of pesticides toxicity in zebrafish and daphnia based on locomotor activity alterations. *Biomolecules*. 2020. Vol. 10, N 9. 1224.
40. Hylander S., Ekvall M.T., Bianco G. et al. Induced tolerance expressed as relaxed behavioural threat response in millimetre-sized aquatic organisms. *Proc. Biol. Sci.* 2014. Vol. 281, N 1788. 2014036.
41. Jeong T.-Y., Yoon D., Kim S. et al. Mode of action characterization for adverse effect of propranolol in *Daphnia magna* based on behavior and physiology monitoring and metabolite profiling. *Environ. Pollut.* 2018. Vol. 233. P. 99—108.
42. Kim J., Yuk H., Choi B. et al. New machine learning-based automatic high-throughput video tracking system for assessing water toxicity using *Daphnia magna* locomotory responses. *Sci. Rep.* 2023. Vol. 13. 3530.
43. LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser): Recommendations on the deployment of continuous biomonitors for the monitoring of surface waters. Stuttgart, 1998.
44. Lechelt M., Blohm W., Kirschneit B. et al. Monitoring of surface water by ultrasensitive *Daphnia* toximeter. *Environ. Toxicol.* 2000. Vol. 15, N 5. P. 390—400.
45. Lovern S.B., Strickler J.R., Klaper R. Behavioral and physiological changes in *Daphnia magna* when exposed to nanoparticle suspensions (titanium dioxide, nano-C60, and C60HxC70Hx). *Environ. Sci. Technol.* 2007. Vol. 41, N 12. P. 4465—4470.
46. Melvin S.D., Wilson S.P. The utility of behavioral studies for aquatic toxicology testing: A meta-analysis. *Chemosphere*. 2013. Vol. 93, N. 10. P. 2217—2223.
47. Noss C., Dabrunz A., Rosenfeldt R.R. et al. Three-dimensional analysis of the swimming behavior of *Daphnia magna* exposed to nanosized titanium dioxide. *PloS One*. 2013. Vol. 8, N 11. e80960.
48. O'Keefe T.C., Brewer M.C., Dodson S.I. Swimming behavior of *Daphnia*: its role in determining predation risk. *J. Plankton Res.* 1998. Vol. 20. P. 973—984.
49. Pan Y., Yan Sw., Li Rz. et al. Lethal/sublethal responses of *Daphnia magna* to acute norfloxacin contamination and changes in phytoplankton-zooplankton interactions induced by this antibiotic. *Sci. Rep.* 2017. Vol. 7. 40385.
50. Park J., Park C., Lee Y. et al. Acute adverse effects of metallic nanomaterials on cardiac and behavioral changes in *Daphnia magna*. *Environments*. 2022. Vol. 9, N 2. 26.
51. Qin F., Zhao N., Yin G. et al. Rapid response of *Daphnia magna* motor behavior to mercury chloride toxicity based on target tracking. *Toxics*. 2024. Vol. 12, N 9. 621.
52. Rajewicz W., Romano D., Schmickl Th., Thenius R. *Daphnia*'s phototaxis as an indicator in ecotoxicological studies: A review. *Aquat. Toxicol.* 2023. Vol. 265. 106762.
53. Ren Q., Zhao R., Wang C. et al. The role of AChE in swimming behavior of *Daphnia magna*: correlation analysis of both parameters affected by deltamethrin and methomyl exposure. *J. Toxicol.* 2017. 3265727.
54. Simao F.C., Martinez-Jeronimo F., Blasco V. et al. Using a new high-throughput video-tracking platform to assess behavioural changes in *Daphnia magna* exposed to neuro-active drugs. *Sci. Total Environ.* 2019. Vol. 662. P. 160—167.
55. Taipale S.J., Brett M.T., Pulkkinen K., Kainz M.J. The influence of bacteria-dominated diets on *Daphnia magna* somatic growth, reproduction, and lipid composition. *FEMS Microbiol. Ecol.* 2012. Vol. 82, N 1. P. 50—62.
56. Tkaczyk A., Bownik A., Dudka J. et al. *Daphnia magna* model in the toxicity assessment of pharmaceuticals: A review. *Sci. Total Environ.* 2021. Vol. 763. 143038.
57. Tkaczyk A., Mitrowska K., Posyniak A. Synthetic organic dyes as contaminants of the aquatic environment and their implications for ecosystems: A review. *Sci. Total Environ.* 2020. Vol. 717. 137222.

58. Untersteiner H., Kahapka J., Kaiser H. Behavioural response of the cladoceran *Daphnia magna* Straus to sublethal copper stress — validation by image analysis. *Aquat. Toxicol.* 2003. Vol. 65, N. 4. P. 435—442.
59. Uttieri M., Sandulli R., Spezie G., Zambianchi E. From small to large scale: a review of the swimming behaviour of *Daphnia*. In: *Daphnia: Biology and Mathematics Perspectives* / Ed. by M. El-Doma. 2014. Chapter 9. P. 209—322.
60. Yuryshynets V.I., Konovets I.M., Kipnis L.S. et al. Modern approaches to identification of pollutants causing toxicity of water and bottom sediments of the aquatic ecosystems (a review). *Hydrobiol. J.* 2025. Vol. 61, N 2. P. 47—60.
61. Zein M.A., McElmurry S.P., Kashian D.R. et al. Optical bioassay for measuring sublethal toxicity of insecticides in *Daphnia pulex*. *Environ. Toxicol. Chem.* 2014. Vol. 33, N 1. P. 144—151.
62. Zein M.A., McElmurry S.P., Kashian D.R. et al. Toxic effects of combined stressors on *Daphnia pulex*: interactions between diazinon, 4-nonylphenol, and wastewater effluent. *Environ. Toxicol. Chem.* 2015. Vol. 34. P. 1145—1153.

Надійшла 20.03.2025

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

V.I. Yuryshynets, Dr. Sci. (Biol.), Prof., Leading Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: ciliator@ukr.net
ORCID 0000-0001-6310-7874

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

O.V. Romanenko, Dr. Sc. (Biol.), Prof., NAS Full member, Head of Department,
O.O. Bogomolets National Medical University,
Beresteyskyi Avenue, 34, Kyiv, 03057, Ukraine
e-mail: bio.dep.nmu@gmail.com
ORCID 0000-0002-8622-1757

BEHAVIORAL RESPONSES OF AQUATIC INVERTEBRATES AS A PROMISING ENDPOINT FOR THE DETECTION OF TOXIC EFFECTS (REVIEW)

The article analyzes modern approaches in the application of behavioral reactions of aquatic organisms as endpoints (test criteria) for the evaluation of toxicity in water quality control systems and biotesting. Changes in the behavior of animals caused by deteriorating environmental factors (in particular, toxic chemical substances) are proposed to be used as a criterion of exposure. Applying behavioral responses as endpoints for toxicity identification has several significant advantages: short duration, sensitivity, ability to detect low concentrations of toxicants, non-lethality for test objects, etc.

The locomotor activity of hydrobionts (fish, crustaceans) has been successfully applied in continuous water quality monitoring — real-time biological early warning systems (BEWS), which have been implemented by water management in many countries.

It has been shown that various indicators of the locomotor activity of aquatic organisms (mainly planktonic crustaceans) change relevantly in response to the presence of chemicals in the aquatic environment that have a toxic effect (medicines, metabolites of aquatic organisms, xenobiotics, etc.). Studies have shown the possibility of using the follo-

wing indicators of locomotor activity as behavioral test criteria: swimming time, swimming speed, distance traveled, frequency of limb movements, number of turns, angle of turn, duration of quiescence, etc.

The use of artificial intelligence (computer models of deep learning based on artificial neural networks) is proposed to analyze large data sets on the behavior of test organisms to identify patterns specific to the action of certain toxicants and to identify toxicity factors.

Keywords: *behavioral reactions, endpoints, toxicity, biotesting, aquatic invertebrates.*

УДК [577.34:597](285.2/3)

О.О. ГУПАЛО, к. б. н., наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: al.gupalo@gmail.com
ORCID 0000-0002-3465-4737

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.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: alex_kt983@ukr.net
ORCID 0000-0003-4680-8454

І.І. АБРАМ'ЮК, к. б. н., мол. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: abrmyk@yahoo.com
ORCID 0000-0002-9998-362X

В.В. БЕЛЯЄВ, к. б. н., ст. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, Україна
e-mail: belyaev-vv@ukr.net
ORCID 0000-0003-4465-7816

МОРФОБІОЛОГІЧНІ ОСОБЛИВОСТІ ПЛІТКИ ЗВИЧАЙНОЇ (*RUTILUS RUTILUS* L.) У ВОДОЙМАХ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ¹

У найбільш забруднених радіонуклідами водоймах Чорнобильської зони відчуження досліджено низку морфологічних та біологічних показників плітки звичайної, зміни яких можуть мати пристосувальний характер до тривалого впливу іонізуючого випромінювання. У градієнті потужності поглиненої дози 4,7—22,3 мкГр/год, який був зареєстрований упродовж досліджень, у риб водойми-охолоджувача Чорно-

¹ Роботу виконано за підтримки Національного фонду досліджень України (проект № 2023.03/0156), 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: Гупало О.О., Гудков Д.І., Каглян О.Є., Абрам'юк І.І., Беляєв В.В. Морфобіологічні особливості плітки звичайної (*Rutilus rutilus* L.) у водоймах Чорнобильської Зони відчуження. *Гідробіол. журн.* 2025. Т. 61, № 3. С. 102—119.

бильської АЕС та оз. Глибокого встановлено зменшення середнього діаметру ікринок, низькі показники гонадосоматичного індексу та вгодованості, редуцію променів плавців, а також виникнення деформацій та новоутворень гонад порівняно з контрольними особинами. В інтервалі доз опромінення 12,1—22,3 мкГр/год у риб відмічено також значне переважання самиць у нерестовому стадії та скорочення термінів життя.

Ключові слова: *Rutilus rutilus*, водойми Чорнобильської зони відчуження, радіонуклідне забруднення, потужність поглиненої дози, морфобіологічні показники.

Серед представників водних екосистем риби є однією з найбільш вразливих таксономічних груп до впливу різних типів антропогенного забруднення, зокрема радіоактивних речовин, оскільки мають порівняно високу радіаційну чутливість і отримують підвищені дози опромінення, активно накопичуючи радіонукліди, а також проводячи певну частину життєвого циклу поблизу донних відкладів або занурюючись до них упродовж періоду зимівлі [22, 29, 38, 43, 46]. У донних відкладах більшості непроточних водних об'єктів Чорнобильської зони відчуження (ЧЗВ) міститься понад 90 % всіх радіонуклідів, які надійшли до водойм або безпосередньо в результаті вітрового переносу та з атмосферними випадіннями впродовж активної фази аварії на Чорнобильській АЕС (ЧАЕС) у 1986 р., або внаслідок процесів вторинного забруднення радіоактивними речовинами, які продовжують надходити, переважно, з території водозбору — з поверхневими та ґрунтовими водами, через гідравлічний зв'язок з іншими більш забрудненими водоймами тощо [3, 16, 24, 37]. Тому найвищі дози опромінення отримують види, які ведуть придонний спосіб життя [43, 45, 46].

Важливо зазначити, що впродовж перших місяців після аварії на ЧАЕС риби у найбільш забруднених водоймах ЧЗВ зазнали радіаційного впливу, потужність якого була порівнянна з напівлетальною дозою, внаслідок чого, не виключено, що найбільш чутливі до дії іонізуючого випромінювання особини могли загинути [32, 33, 48, 49]. У подальшому внаслідок розпаду короткоживучих радіонуклідів дозове навантаження на риб поступово зменшувалось, але набуло хронічного характеру завдяки радіонуклідам з великим періодом напіврозпаду (^{137}Cs , ^{90}Sr , трансуранові елементи), які в теперішній час є головними забруднювачами водних екосистем, передусім у межах ЧЗВ [7, 39, 43, 44].

Радіаційні ефекти у представників іхтіофауни мають прояв на різних рівнях організації біологічних систем, а їх дослідження було розпочато майже відразу після відкриття рентгенівського випромінювання та явища радіоактивності наприкінці 19-го століття. Згодом ці дослідження набули більш інтенсивного характеру після перших випробувань атомної зброї та аварій на підприємствах ядерного паливного циклу, але, переважно, в умовах гострого лабораторного експерименту. Тривалий вплив іонізуючого випромінювання на риб природних водойм і, зокрема, у ЧЗВ, на наш погляд, вивчений недостатньо. Існує ряд досліджень [1, 8, 12, 17—20], виконаних на білому товстолобику (*Hypophthalmichthys molitrix*) з водойми-охолоджувача (ВО) ЧАЕС у післяаварійний період. Авторами

зареєстровано збільшення кількості риб з аномаліями репродуктивної системи, які мали прояв у появі стерильних особин, зміні морфології гонад (аномальні форми, асиметрія) та деградації значної частини статевих клітин порівняно з контрольними особинами. Відмічено погіршення загального стану гонад та статевих клітин самців та самиць маточного стада в цілому. У 1989 р. кількість порушень стану статевих залоз у самців становили 25 %, у 1990 р. — 33, у 1991 р. — 57, а у 1992 р. — майже 100 %. У ВО ЧАЕС також було зареєстровано морфологічні відхилення у грудних плавцях молоді судака звичайного покоління 1986 р., у яких рівень флуктуючої асиметрії променів зростав до 9,4, що майже в 30 разів вище, ніж у риб контрольних водойм [1].

Більш сучасні дослідження виявили певні порушення репродуктивної системи у окуня звичайного [50, 51], а також численні морфологічні аномалії осевого скелету різних видів молоді риб у найбільш забруднених водоймах ЧЗВ [35]. Починаючи з 2010-х років виконуються гематологічні дослідження представників іхтіофауни водойм ЧЗВ, завдяки яким було виявлено зміни у лейкограмах, численні структурні порушення клітин червоної крові, а також порушення, пов'язані з патологією мітотичного поділу еритроцитів у периферичній крові різних видів риб [13, 14, 41—43, 52, 54, 55]. Проте, досі недостатньо вивченим залишається питання щодо впливу хронічного опромінення на зміни морфологічних ознак, темпу росту та плодючості риб у водоймах ЧЗВ.

Отже, метою роботи було дослідження морфобіологічних особливостей плітки звичайної у водоймах різного типу та з різними рівнями радіонуклідного забруднення у ЧЗВ та спроба розглянути їхні зміни в контексті пристосувального характеру до тривалого впливу іонізуючого випромінювання.

Матеріал і методика досліджень

У водоймах ЧЗВ досліджували плітку звичайну *Rutilus rutilus* (Linnaeus, 1758), яку відбирали у ВО ЧАЕС та оз. Глибокому у весняно-літній період 2014—2023 рр. В якості контролю для порівняння даних з ВО ЧАЕС були використані матеріали з Київського та верхів'я Канівського водосховищ, а для даних з оз. Глибокого — з оз. Горова Старуха (заплава р. Десни), зібрані впродовж 2015—2024 рр. Риб ловили ставними та рамковими сітками з вічком 20—50 мм, які виставляли на різних ділянках акваторії досліджуваних водойм. Малькові лови проводили з використанням волокуші довжиною 6 м, висотою 1,5 м з вічком 10 мм, а також сачка діаметром 0,35 м. Риб у ЧЗВ відбирали у співробітництві з ДСП «Екоцентр» ДАЗВ України в рамках регламенту радіоекологічного моніторингу водних екосистем. Вибірki риб для контролю з Київського та Канівського водосховищ були надані рибоохоронним патрулем. У заплаві р. Десни риб ловили аматорськими знаряддями лову. Загальні вибірки плітки з досліджених водойм становили: ВО ЧАЕС — 46 екз.; оз. Глибоке — 45 екз.; Київське водосховище — 20 екз.; верхня частина Канівського водосховища — 54 екз.; оз. Горова Старуха — 35 екз.

Величини потужності поглиненої дози для риб досліджених водойм за рахунок зовнішніх та внутрішніх джерел іонізуючого випромінювання визначали з використанням програмного забезпечення ERICA Assessment Tool 2.0 [34]. Дози опромінення наведені згідно даних [43, 45, 46].

Морфометричні проміри проводили на свіжому матеріалі. Вік особин визначали за лускою за стандартною методикою [10]. Морфометричний аналіз риб здійснювали за схемою для корошових риб [15]. Вимірювання проводили за допомогою штангенциркуля з точністю до 0,1 мм. Були досліджені пластичні та меристичні ознаки плітки: кількість лусок в бічній лінії (*l.l.*), над бічною лінією (*Squ₁*), під бічною лінією (*Squ₂*), на хвостовому стеблі (*Squpl*); стандартна довжина тіла (*l*), довжина тулуба (*lcor*) і рила (*lr*), найбільша товщина тіла (*iH*), діаметр ока (*do*), позаочна відстань (*po*), висота (*ho*) і ширина лоба (*io*), довжина верхньої щелепи (*mx*), нижньої щелепи (*mn*) і голови (*lc*); висота голови через середину ока (*hc*) і біля потилиці (*hc₁*); найбільша (*H*) і найменша висота тіла (*h*); відстані— антедорсальна (*aD*), постдорсальна (*pD*), антепектральна (*aP*), антевентральна (*aV*), антеанальна (*aA*), пектровентральна (*PV*), вентроанальна (*VA*); довжини — хвостового стебла (*pl*), основи спинного плавця (*ID*) і анального плавця (*IA*), грудного плавця (*IP*) і черевного плавця (*IV*), верхньої (*IC₁*) і нижньої лопаті хвостового плавця (*IC₂*); найбільша висота спинного плавця (*hD*), найбільша висота анального плавця (*hA*).

Різницю за морфометричними ознаками між вибірками плітки з водойм ЧЗВ та контролем визначали за допомогою тесту Манна-Уїтні. Перевірку на нормальність робили за тестом Шапіро-Уїлка. Досліджені вибірки плітки становили: з ВО ЧАЕС — 20 екз.; з оз. Глибокого — 28 екз.; з верхів'я Канівського водосховища — 20 екз.; з оз. Горова Старуха — 21 екз.

Для дослідження плодючості риб у самиць брали наважку ікри масою 1 г із центральної частини гонад та фіксували 4 %-вим розчином формаліну для проведення подальших розрахунків.

Морфологічні особливості вибірок плітки з різних водойм ЧЗВ порівняно з контролем визначали з використанням корелятивного аналізу у просторі головних компонент (РСА) за комплексом морфологічних ознак (31 ознака). Статистичну обробку даних проводили в програмі Past v.2.17.

Результати досліджень та їх обговорення

Досліджені водні об'єкти характеризуються різними рівнями радіонуклідного забруднення біотичних і абіотичних компонентів екосистем, що відбивається на величинах накопичення радіонуклідів, зокрема, у тканинах риб і донних відкладах водойм та головним чином впливає на формування потужності поглиненої дози для риб за рахунок зовнішніх і внутрішніх джерел опромінення. У таблиці 1, за даними [43, 45, 46], наведено діапазони потужності поглиненої дози опромінення для плітки звичайної впродовж періоду спостережень для досліджених водойм.

Таблиця 1

Діапазони та середні значення потужності поглиненої дози опромінення плітки звичайної упродовж 2014—2023 рр.

Водойми	Дози, мкГр/год
Оз. Глибоке	12,13—22,32 (16,12±1,96)
Водойма-охолоджувач ЧАЕС	4,71—5,54 (4,91±0,75)
Київське водосховище	0,06—0,13 (0,09±0,025)
Канівське водосховище	0,06—0,10 (0,07±0,030)
Оз. Горова Старуха	0,05—0,08 (0,06±0,015)

За біологічними показниками плітка з ВО ЧАЕС характеризувалася стандартною довжиною тіла від 6,6 до 31,0 см та була віком 1—9 років. Модальні вікові групи склалися з особин віком 3—4 роки з довжиною тіла переважно 10—16 см, проте у ловах траплялися 3—5 річні риби з довжиною тіла 9—14 см та 18—19 см, що свідчить про наявність у стадії плітки особин з різним темпом росту. Відсутність пресу від промислового та аматорського лову на популяцію плітки створила умови для збереження риб старшого віку: у ловах траплялись особини до 28—31 см довжиною, віком 7—9 років (рис. 1, а).

Контрольна вибірка плітки з верхньої частини Канівського водосховища характеризувалася довжиною тіла 11—28 см та віком 2—9 років. Модальні вікові групи плітки у контрольній виборці склалися з особин віком 3—5 років, із стандартною довжиною тіла переважно 17—22 см (рис. 1, б).

Плітка з оз. Глибокого характеризувалася середніми розмірами тіла, які коливались у межах 14—21 см та віком 5—6 років (рис. 1, в). За період досліджень, починаючи з 2014 р. в оз. Глибокому не було виловлено жодної особини старше 6 років. За розмірно-віковими показниками риб помітно, що в оз. Глибокому можуть бути представлені групи особин з різними темпами росту: у ловах зустрічались групи риб віком 3—5 років з довжиною тіла 15—16 см та 17—19 см.

Контрольна вибірка плітки з оз. Горова Старуха характеризувалася довжиною тіла 12—21 см та віком 2—8 років (рис. 1, г). Модальні вікові групи плітки у контрольній виборці були представлені переважно особинами віком 3—5 років із стандартною довжиною тіла переважно 15—17 см.

Статевий розподіл плітки з ВО ЧАЕС наближався до 1:1,5, відповідно самців до самиць. Вік самиць в цілому становив 2—9 років, вік самців — 3—7 років (рис. 2, а). Розподіл статей з контрольної водойми наближався до 1:2, відповідно самців до самиць. Вік самиць в цілому становив 3—9 років, вік самців — 4—7 років (рис. 2, б).

Розподіл статей плітки з оз. Глибокого наближався до 1:5,5, відповідно самців до самиць. Вік самиць в цілому становив 2—6 років, вік

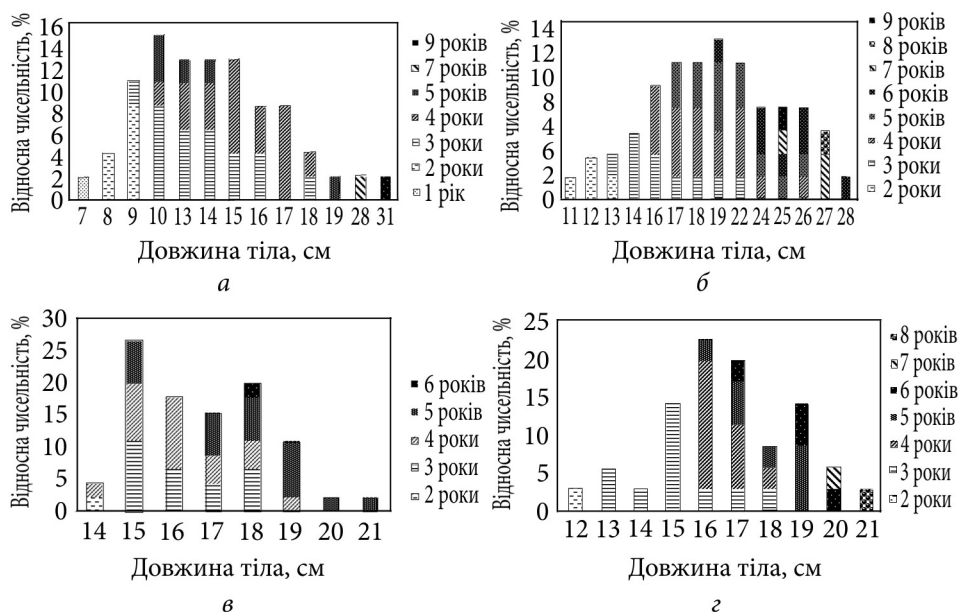


Рис. 1. Розмірно-віковий розподіл плітки у досліджених водоймах. Тут і на рис. 2: а — ВО ЧАЕС; б — Канівське водосховище (контроль); в — оз. Глибоке; г — оз. Горова Старуха (контроль)

самців — 2—4 роки. Слід зазначити, що самців з довжиною тіла більше 15 см знайдено не було (рис. 2, в). У контролі статевий розподіл плітки наближався до 1:1, відповідно самців до самиць. Вік самиць в цілому становив 3—7 років, вік самців — 2—8 років (рис. 2, г).

Гонади плітки з водойм ЧЗВ наприкінці квітня 2018 р. були на IV стадії розвитку. У плітки з ВО ЧАЕС маса гонад самиць з довжиною тіла 14—19 см та масою 50—130 г коливалась у межах 5,72—15,65 г (табл. 2). У вибірці риб переважали особини віком 4+ ($M_o = 4$), за довжиною тіла вибірка виявилась однорідною, проте було виявлено значне розсіювання за індивідуальною абсолютною плодючістю риб, що могло вплинути на масу гонад та масу тіла особин. Кількість ікри в 1 г коливалась у межах 764—1244 ікринок. Індивідуальна абсолютна плодючість плітки становила 4,3—13,6 тис. ікринок. Середні розміри ікринок у вибірці плітки з ВО ЧАЕС дорівнювали $1,05 \pm 0,01$ мм.

Плітка з оз. Глибокого характеризувалась низькими приростами довжини та маси тіла у вікових групах 4—5 років (див. табл. 2). Маса гонад самиць з довжиною тіла 14—20 см та масою 58—178 г коливалась у межах 8,04—31,93 г. Кількість ікри в 1 г становила 466—846 ікринок. Індивідуальна абсолютна плодючість плітки становила 3,7—24,3 тис. ікринок. Середні розміри ікринок плітки дорівнювали 1,3—1,4 мм в різних вікових групах.

У контрольній вибірці плітки з Київського водосховища наприкінці другої декади квітня 2024 р. гонади плітки були на IV стадії розвитку.

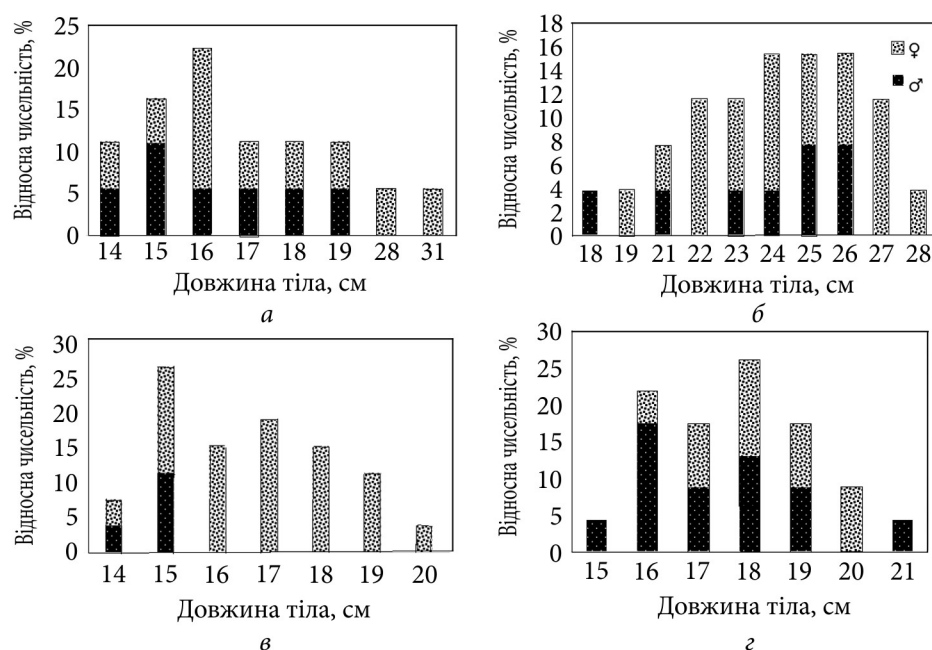


Рис. 2. Статевий розподіл плітки у досліджених водоймах

Маса гонад самиць з довжиною тіла 20—26 см та масою 210—330 г коливалась в межах 27—60 г (див. табл. 2). У вибірці риб переважали особини віком 5+ ($M_o = 5$), за довжиною тіла вибірка виявилась однорідною, проте було виявлено значне розсіювання за індивідуальною абсолютною плодючістю риб та масою гонад риб. Кількість ікри в 1 г була в межах 542—552 ікринок. Індивідуальна абсолютна плодючість плітки становила 15,2—33,3 тис. ікр. Середні розміри ікринок у вибірці плітки з Київського водосховища дорівнювали $1,5 \pm 0,02$ мм.

У всіх вибірках плітки були зареєстровані високі рівні варіації за масою гонад та індивідуальною абсолютною плодючістю, що відбивається на значеннях маси тіла особин в нерестовий період. У плітки з контрольної водойми варіація за масою тіла була на середньому рівні.

Гонадосоматичний індекс (ГСІ) самиць плітки з ВО ЧАЕС виявився найнижчим ($ГСІ = 10,06 \pm 0,73$). У вибірках плітки з контрольних водойм (Київське та верхів'я Канівського водосховища) цей показник був значно більшим та становив відповідно $15,5 \pm 0,87$ та $18,37 \pm 0,61$. Самиці з оз. Глибокого мали гонадосоматичні індекси $16,43 \pm 1,58$ для чотирирічних особин та $18,27 \pm 2,78$ для п'ятирічних риб.

Всі особини у вибірках плітки з ВО ЧАЕС та оз. Глибокого характеризувалися середнім наповненням кишечника (2—3 бали) та жирністю (1—2 бали) і не відрізнялись за цими показниками від особин з контрольних водойм. Відмічено достовірну різницю у коефіцієнтах вгодованості Фултона для плітки з ВО ЧАЕС ($K_f = 1,87 \pm 0,03$) та риб з контрольних водойм:

Таблиця 2

Показники плодючості самиць плітки з водойм ЧЗВ та Київського водосховища

Показники	$M \pm m$	lim	CV, %
Водойма-охолоджувач ЧАЕС, вік — 4 роки			
Довжина тіла, см	16,5±1,39	15,3—19,0	9,0
Маса тіла, г	85,32±12,24	64,8—130,88	32,1
Маса гонад, г	8,77±1,67	5,72—14,35	42,7
Кількість ікри, ікринок/г	971±83,94	764—1244	19,3
Індивідуальна абсолютна плодючість, тис. ікринок	8,5±1,64	4,8—13,6	40,3
Розміри ікринок, мм	1,05±0,01	0,96—1,3	2,1
Оз. Глибоке, вік — 4 роки			
Довжина тіла, см	15,9±0,36	14,0—18,2	7,5
Маса тіла, г	111,73±14,59	90,55—197,85	41,3
Маса гонад, г	16,44±1,82	8,04—23,72	35
Кількість ікри, ікринок/г	620±35,29	466—846	17,1
Індивідуальна абсолютна плодючість, тис. ікринок	10,5±1,42	3,7—15,4	40,7
Розміри ікринок, мм	1,4±0,02	0,9-1,5	4,0
Оз. Глибоке, вік — 5 років			
Довжина тіла, см	17,7±0,51	14,6—20,0	9,5
Маса тіла, г	120,96±8,07	90,55—153,54	21,1
Маса гонад, г	23,46±2,78	11,25—35,58	35,6
Кількість ікри, ікринок/г	614±31,05	480—762	15,2
Індивідуальна абсолютна плодючість, тис. ікринок	14,8±2,33	7,2—24,3	47,3
Розміри ікринок, мм	1,3±0,06	0,8—1,4	14,1
Київське водосховище (контроль), вік — 5 років			
Довжина тіла, см	22,6±0,38	20,9—25,6	7,6
Маса тіла, г	254,17±21,6	211,15—337,42	21,6
Маса гонад, г	42,48±3,9	27—60,27	41,1
Кількість ікри, ікринок/г	540±0,99	542—552	8,2
Індивідуальна абсолютна плодючість, тис. ікринок	23,3±2,17	15,2—33,3	41,6
Розміри ікринок, мм	1,5±0,02	1,3—1,7	5,4

Примітка. Цифри у таблиці, виділені напівжирним шрифтом, означають значний рівень мінливості показника.

для Київського водосховища ($K_{\phi} = 2,2 \pm 0,04$) за результатами t -тесту ($t = -5,15$, $p < 0,0001$, $n_1 = 17$, $n_2 = 20$) та верхів'я Канівського водосховища ($K_{\phi} = 2,07 \pm 0,04$) за результатами t -тесту ($t = -3,78$, $p = 0,0002$, $n_1 = 17$, $n_2 = 25$). Достовірної різниці у вгодованості між вибірками риб з оз. Глибокого ($K_{\phi} = 2,21 \pm 0,04$) та контрольної водойми ($K_{\phi} = 2,3 \pm 0,04$) не виявлено ($t = -1,51$, $p = 0,1371$, $n_1 = 26$, $n_2 = 21$).

Вибірки плітки з ВО ЧАЕС ($W = 0,7264$, $p = 8,3260$, $n = 20$) та контрольної водойми ($W = 0,9368$, $p = 0,2086$, $n = 20$) характеризувалися не нормальним розподілом. Вибірки плітки з оз. Глибокого ($W = 0,9618$, $p = 0,3642$, $n = 28$) та стариці Десни ($W = 0,9663$, $p = 0,6514$, $n = 21$) також були розподілені не нормально.

Порівняння морфологічних ознак вибірок плітки із ВО ЧАЕС та контрольної водойми за критерієм Манна-Уїтні показало достовірну різницю за 14 морфологічними ознаками (табл. 3).

Плітка з ВО ЧАЕС характеризувалась меншою довжиною тіла l , корпусу l_{cor} і товщиною iH , VA , а також меншою po , ho , hc_1 . Ряд морфологічних ознак плітки з ВО ЧАЕС виявився достовірно більшим, зокрема aP , довжина хвостового стебла pl , довжини грудного і черевного плавців

Таблиця 3

Морфологічні особливості плітки з ВО ЧАЕС та Канівського водосховища, $M \pm m$

Ознаки	ВО ЧАЕС, $n = 20$	Контроль, $n = 20$	Критерій Манна-Уїтні, U	p
l , см	$19,2 \pm 1,40$	$24,6 \pm 0,52$	80,5	0,0013
у % від l				
l_{cor}	$78,1 \pm 0,28$	$79,6 \pm 0,41$	94	0,0043
iH	$13,4 \pm 0,23$	$14,1 \pm 0,20$	100,5	0,0074
aP	$24,8 \pm 0,16$	$23,5 \pm 0,25$	57	0,0001
pl	$19,9 \pm 0,21$	$18,8 \pm 0,24$	90	0,003
VA	$25,0 \pm 0,22$	$26,2 \pm 0,35$	92	0,0036
lP	$18,2 \pm 0,21$	$16,7 \pm 0,21$	37	<0,0001
lV	$17,8 \pm 0,20$	$17,0 \pm 0,19$	96,5	0,0053
lC_1	$23,7 \pm 0,47$	$22,0 \pm 0,31$	97	0,0056
lC_2	$23,9 \pm 0,34$	$22,2 \pm 0,31$	84	0,0018
lc	$22,9 \pm 0,18$	$21,4 \pm 0,19$	45	<0,0001
у % від lc				
po	$45,4 \pm 0,69$	$47,9 \pm 0,37$	78	0,0017
ho	$14,2 \pm 0,79$	$20,4 \pm 0,50$	31	<0,0001
hc_1	$81,8 \pm 1,49$	$88,9 \pm 1,07$	72,5	0,0010

— lP , lV , довжина лопатей хвостового плавця lC_1 , lC_2 та довжина голови lc . Такі відмінності можуть бути пов'язані з тим, що риби з контрольної вибірки мали вищий темп росту.

Вибірki плітки з озер Глибоке та Горова Старуха (контроль) відрізнялись між собою лише за 7 ознаками (табл. 4). Плітка з оз. Глибокого мала достовірно менші показники найменшої висоти тіла h , висоти спинного hD і анального hA плавців, а також пропорції голови — po , ho , hc , mn . Особини плітки з обох водойм належали до однієї розмірно-вікової групи, проте плітка з оз. Глибокого була представлена переважно самицями, які зазвичай мають більші ніж самці розміри тіла та вагу, особливо у переднерестовий період. Це може свідчити про нижчий темп росту плітки з оз. Глибокого.

Аналіз морфологічних ознак у просторі головних компонент (РСА) вибірок плітки з ВО ЧАЕС та контрольної водойми показав наявність різниці між ними за пластичними ознаками (рис. 3). Найбільший вклад у диференціацію особин мали перші дві головні компоненти. На ГК 1 припадало 28,4 % власних значень, а на ГК 2 — 12,4 %.

За ГК 1 була відмічена висока позитивна кореляція за ознаками: l ($r = 0,8719$), ho ($r = 0,838$), hc_1 ($r = 0,8115$), po ($r = 0,7138$). Висока негативна кореляція була відмічена за lc ($r = 0,859$) та aP ($r = 0,7404$). За ГК 2 була відмічена висока позитивна кореляція за aA ($r = 0,8402$), aV ($r = 0,736$) та PV ($r = 0,7429$) відстанями та середня кореляція за H ($r = 0,6037$) та aD ($r = 0,6413$). Екземпляри плітки з ВО ЧАЕС загалом характеризувались меншими розмірами тіла: довжиною, висотою та товщиною.

Аналіз морфологічних ознак риб у просторі головних компонент (РСА) вибірок плітки з оз. Глибокого та контрольної водойми показав наявність незначної різниці між ними за рядом пластичних ознак (рис. 4).

Таблиця 4
Морфологічні особливості плітки з озер Глибоке та Горова Старуха, $M \pm m$

Ознаки	Оз. Глибоке, $n = 28$	Оз. Горова Старуха, $n = 21$	Критерій Ман-на-Уїтні, U	p
l , см	16,6 $\pm$ 0,32	17,4 $\pm$ 0,30	211,5	0,0971
у % від l				
h	9,1 $\pm$ 0,09	9,9 $\pm$ 0,10	88	<0,0001
hD	20,9 $\pm$ 0,36	23,5 $\pm$ 0,26	78,5	<0,0001
hA	13,9 $\pm$ 0,18	14,8 $\pm$ 0,14	109	0,0002
у % від lc				
po	46,4 $\pm$ 0,40	47,9 $\pm$ 0,34	151	0,0039
ho	17,2 $\pm$ 0,81	21,0 $\pm$ 0,76	141	0,0021
hc	51,9 $\pm$ 0,47	56,4 $\pm$ 0,85	85	<0,0001
mn	29,8 $\pm$ 0,44	32,6 $\pm$ 0,79	143	0,0023

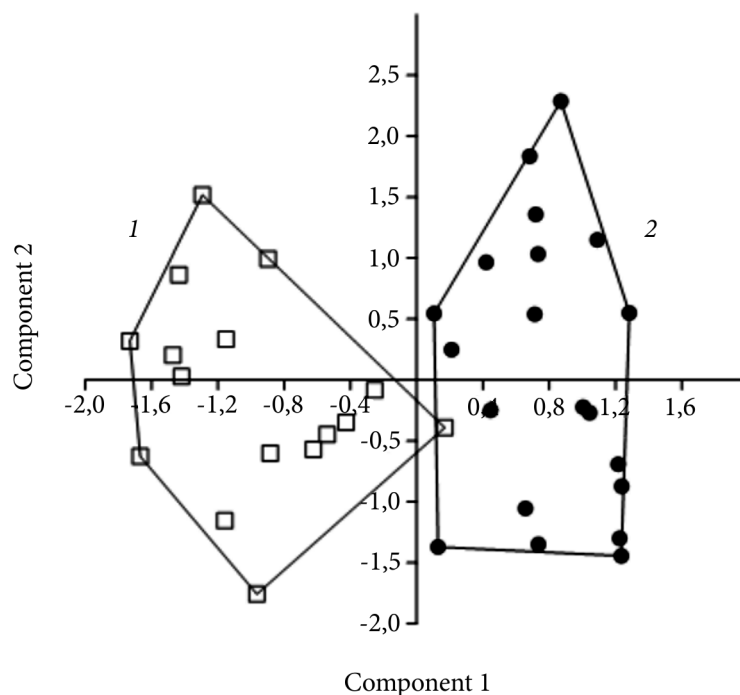


Рис. 3. Розподіл плітки з ВО ЧАЕС (1) та контрольної водойми (2) у просторі головних компонент за комплексом морфологічних ознак

Найбільший вклад у диференціацію особин мали перші дві головні компоненти. На ГК 1 припадало 15,4 % власних значень, а на ГК 2 — 14,3 %. За ГК 1 була відмічена висока позитивна кореляція за hD ($r = 0,7444$), hA ($r = 0,7083$) та середня кореляція за h ($r = 0,599$), hc ($r = 0,6748$), а також середня негативна кореляція за AV ($r = 0,6687$). За ГК 2 була висока позитивна кореляція за l ($r = 0,7861$) та середня кореляція за VA ($r = 0,6242$), H ($r = 0,5638$), Aa ($r = 0,5561$) та hc_1 ($r = 0,5695$). Також за цією компонентою була відмічена середня негативна кореляція за ознаками lc ($r = 0,599$) та pl ($r = 0,5389$). Загалом особини плітки з оз. Глибокого виявились дуже близькими за морфологічними ознаками до контрольної вибірки.

Відомо, що в зоні Київського водосховища плітка вперше йде на нерест у трирічному віці, співвідношення статей у нерестовому стаді іноді може сильно відрізнятися в бік переважання самиць [5, 23, 25]. Так, для верхнього Дніпра співвідношення статей плітки становило 1:3 самців до самиць, у Київському водосховищі у різні роки 1:1,5 [5, 25]. За нормальних умов співвідношення статей у багатьох видів риб наближається до 1:1, але може змінюватись у межах однієї популяції залежно від умов середовища [30]. У вибірках плітки з контрольних водойм співвідношення статей коливалось у межах 1:1 — 1:2 самців до самиць, у ВО ЧАЕС — також вкладалось у ці межі, а от у плітки з оз. Глибокого кількість самиць у 5,5 разів перевищувала чисельність самців (див. рис. 2, в). За нормальних

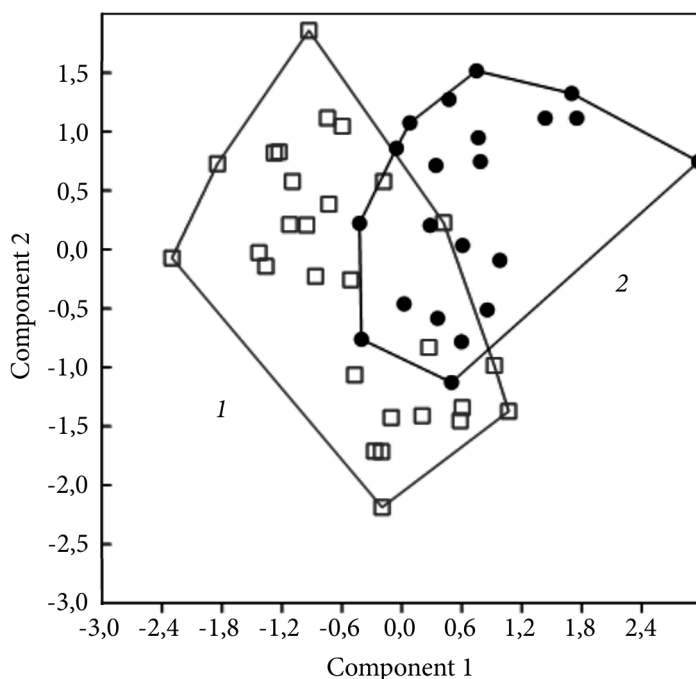


Рис. 4. Розподіл плітки з оз. Глибокого (1) та контрольної водойми (2) у просторі головних компонент за комплексом морфологічних ознак

умов самці плітки елімінуються із стада на 2—3 роки раніше ніж самки, що пов'язано з більшими енергетичними витратами самців упродовж нересту [5, 25, 28]. В оз. Глибокому зустрічались самці віком 2—4 роки, проте їхня чисельність була доволі низькою.

Зміни плодючості та розмірів ікринок риби є одним із чутливих показників, який демонструє пристосування риби до зміни умов середовища, зокрема до дії несприятливих факторів (див. табл. 2) [26]. У плітки з ВО ЧАЕС діаметр ікринок становив 1,05 мм, тоді як у риби з контрольної водойми (Київське водосховище) він досягав 1,5 мм. Відомо, що утворення більш дрібної ікри визначається меншим вихідним розміром ооцитів періоду протоплазматичного росту і меншою забезпеченістю генеративного обміну пластичними і енергетичними ресурсами [28]. Зменшення діаметру ікринок є способом підвищення плодючості риби в популяції [26]. З іншого боку, діаметр ікринок може варіювати з віком, від чого залежать розміри ембріонів та їхнє виживання, а найбільшою завжди буде ікра риби середнього віку [6, 9, 21]. Якщо зазвичай зменшення діаметру ікринок є механізмом підвищення плодючості риби за оптимальних кормових умов, то у плітки з ВО абсолютна індивідуальна плодючість риби в середньому віці не відрізнялась від такої з оз. Глибокого та була набагато нижчою від контролю (див. табл. 1).

Важливим показником для оцінки фізіологічного стану природних популяцій риб є індекс вгодваності [31, 53]. Існують відомості про зниження коефіцієнту вгодваності риб в умовах хронічного забруднення водойм та донних відкладів токсичними сполуками, пов'язане з опосередкованим впливом токсичних сполук на риб через зменшення чисельності та біологічного різноманіття кормових компонентів у водоймах [4]. Коефіцієнти вгодваності плітки з водойм ЧЗВ виявились достовірно нижчими, ніж у риб з контролю, хоча показники наповненості кишечника та жирності у риб з усіх водойм знаходились в межах норми, що опосередковано свідчить про подібні нагульні умови в них.

Зміни плодючості тісно пов'язані зі швидкістю росту риб та забезпеченістю кормами [30]. За наявності високої кормової бази збільшення плодючості у багатьох видів риб відбувається не внаслідок збільшення кількості ікринок у особин однакової довжини, а завдяки більш швидкому росту і більшим розмірам риб в межах вікової групи [2, 11]. Плїтка з ВО мала достатню кормову базу та загалом характеризувалася вищим темпом росту, ніж плїтка з оз. Глибокого, проте показники плодючості у середніх вікових групах наближались до таких у плїтки з оз. Глибокого (див. табл. 1). Плїтка з контрольної водойми (верхня частина Канівського водосховища) мала вищий темп росту (див. табл. 2, рис. 3), що ймовірно пояснюється кращими можливостями для нагулу риб. Плїтка з оз. Глибокого за розмірами в одновікових групах не відрізнялася від контролю, проте риби з оз. Горова Старуха мали більші висоти спинного та анального плавців, висоту голови та довжину нижньої щелепи (див. табл. 3, рис. 4). Слід зазначити, що плїтка з оз. Глибокого була представлена переважно самицями, а в контрольній вибірці співвідношення статей було 1:1. З огляду на більші розміри і вагу тіла самиць порівняно із самцями, особливо у переднерестовий період, це може свідчити про нижчий темп росту плїтки в однакових розмірно-вікових групах з озера ЧЗВ порівняно з контролем, що потребує додаткових досліджень.

Також відмічено наявність морфологічних аномалій розвитку плавців та деформації, а також розвиток новоутворень в гонадах плїтки з ВО ЧАЕС — у 10,5 % особин. У плїтки з оз. Глибокого подібних вад розвитку відмічено не було. В контрольних вибірках риб подібних відхилень також не реєстрували. Проте за нашими даними аномалії розвитку плавців у плїтки з верхів'я Канівського водосховища зустрічаються у 0,6 % особин.

Розмірно-масові показники плїтки з водойм ЧЗВ характеризуються неоднорідністю, в обох водоймах присутня частка риб зі сповільненим темпом росту (див. рис. 1 і 2), що дає підставу припустити наявність у стадах плїтки цих водойм груп риб з різним темпом росту. Появу тугорослих особин, ймовірно можна пояснити тим, що під постійною дією поглинених доз опромінення організм риби більше енергії спрямовує на підтримання життєдіяльності, а ріст при цьому сповільнюється. Через те, що забруднення радіонуклідами водойм ЧЗВ має нерівномірний характер, не всі риби отримують однакові дози опромінення протягом життя, що й призводить до утворення груп з різним темпом росту всередині стада.

Отже, сукупність таких морфобіологічних особливостей плітки з водойм ЧЗВ, як зменшення діаметра ікринок, низький гонадосоматичний індекс, низькі показники вгодованості та значна частка морфологічних аномалій розвитку плавців і гонад, а також в окремих випадках більш ніж п'ятикратне переважання самиць у нерестовому стаді і низький темп росту особин можуть бути проявом тривалого несприятливого впливу радіаційного опромінення на рибу у цих водоймах. Відомо, що популяції риб, які зазнають впливу несприятливих умов середовища, мають низький темп росту, а їхня чисельність та тривалість життя особин скорочуються [47, 27]. За таких умов риби витрачають більшу частину енергії на підтримання життєдіяльності організму, що призводить до гальмування росту та порушення процесів відтворення.

Висновки

Плітка з водойм ЧЗВ відрізнялася неоднорідним темпом росту та наявністю тугорослих особин у стаді: в обох водоймах у ловах траплялися як 3-річні риби з довжиною тіла до 15—19 см, так і 5-річні особини довжиною 9—14 см. Вибірка риб з оз. Глибокого відрізнялась значним переважанням самиць у нерестовому стаді (співвідношення самців до самиць — 1:5,5) та скороченим терміном життя (4 і 6 років відповідно для самців і самиць).

Плітка з водойми-охолоджувача ЧАЕС характеризувалася меншим діаметром ікринок в гонадах самиць ($1,05 \pm 0,01$ мм) порівняно з контрольними особинами ($1,5 \pm 0,02$ мм); низьким гонадосоматичним індексом ($10,06 \pm 0,73$) на відміну від риб двох контрольних вибірок ($15,5 \pm 0,87$ та $18,37 \pm 0,61$); низькими показниками вгодованості за Фултоном ($1,87 \pm 0,03$) відносно контрольної групи ($2,2 \pm 0,04$); значною часткою морфологічних аномалій розвитку плавців, а також виникненням різних типів деформацій та новоутворень у гонадах (11,0 % усіх виловлених особин) на відміну від риб у водоймах з низьким фоновим рівнем радіонуклідного забруднення (0,6 %).

Потужне радіаційне опромінення представників іхтіофауни найбільш забруднених водойм ЧЗВ у період гострої фази аварії на ЧАЕС та подальше хронічне опромінення порівняно низькими дозами могли призвести до розвитку певних адаптаційних реакцій, які у поточному градієнті потужності поглиненої дози 4,7—22,3 мкГр/год для плітки водойми-охолоджувача ЧАЕС та оз. Глибокого могли призвести до появи груп риб з різним темпом росту, а в інтервалі доз опромінення 12,1—22,3 мкГр/год — спричинити значне переважання самиць у стаді в оз. Глибокому та, ймовірно, більш раннє дозрівання особин, що потребує додаткових досліджень.

Список використаної літератури

1. Белова Н.В., Веригин Б.В., Емельянова Н.Г. и др. Радиобиологический анализ белого толстолобика *Hypophthalmichthys molitrix* в водоеме-охладителе Чернобыль- ISSN 0375-8990. Гідробіологічний журнал. 2025. 61(3)

- ской АЭС в послеварийный период. I. Состояние воспроизводительной системы рыб перенесших аварию. *Вопр. ихтиол.* 1993. Т. 33, № 6. С. 814—828.
2. Быков Н.Е. Плодовитость аральской салаки (*Clupea harengus tembras* L.). *Там же*. 1962. Т. 2. Вып. 1, № 22. С. 100—103.
3. Кленус В.Г., Матвієнко Л.П., Каглян О.Є. Розподіл радіонуклідів за основними компонентами екосистем деяких водойм лівобережної заплави ріки Прип'яті. *Доп. АН України*. 1994. № 1. С. 118—120.
4. Коваленко Ю. О., Шлапак О. О., Потрохов О. С., Зінковський О. Г. Вплив антропогенного забруднення на фізіолого-біохімічні показники риб та їх паразитоценозів. *Рибогосп. наука України*. 2019. Т. 49, № 3. С. 72—88.
5. Константинова Н.А. Изменение темпа роста и плодовитости некоторых видов рыб в первые годы существования Киевского водохранилища. *Рыб. хоз-во*. 1969. Вып. 8. С. 124—132.
6. Кривобок М. Н., Старожук А.Я. Влияние размера и возраста самок волжского осетра на вес и химический состав зрелых икринок. *Вопр. ихтиол.* 1970. Т. 10. Вып. 6, № 65. С. 1012—1017.
7. Кузьменко М.І., Гудков Д.І., Кіреєв С.І. та ін. Техногенні радіонукліди у прісноводних екосистемах. Київ : Наук. думка, 2010. 262 с.
8. Макеева А.П., Емельянова Н.Г., Белова Н.В., Рябов И.Н. Радиобиологический анализ белого толстолобика *Hypophthalmichthys molitrix* в водоеме-охладителе Чернобыльской АЭС в послеварийный период. II. Развитие воспроизводительной системы у потомства первого поколения. *Вопр. ихтиол.* 1994. Т. 34, № 5. С. 681—696.
9. Мартышев Ф.Г. Развитие потомства карпа от производителей разного возраста. *Доклады ТСХА*. 1961. Вып. 69. С. 159—165.
10. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / за ред. В.Д. Романенка. Київ : ЛОГОС, 2006. 408 с.
11. Павловская Р.М. Основные причины колебаний урожайности поколений черноморской хамсы. *Сб. науч.-техн. информации ВНИРО*. 1963. Вып. 9. С. 75—109.
12. Печуренков В.Л. Влияние аварии на Чернобыльской АЭС в 1986 на популяции рыб водоема-охладителя. *Радиобиология*. 1991. Т. 31, № 5. С. 704—707.
13. Поморцева Н.А., Гудков Д.И. Структурные нарушения форменных элементов крови у краснопёрки *Scardinius erythrophthalmus* при хроническом радиационном воздействии. *Наук. зап. Терноп. нац. пед. Ун-ту. Серія: Біологія*. 2015. Т. 64, № 3—4. С. 532—535.
14. Поморцева Н.А., Родионова Н.К., Гудков Д.И. Клеточный состав периферической крови карася обыкновенного в водоемах Чернобыльской зоны отчуждения. *Там само*. 2011. Т. 47, № 2. С. 43—46.
15. Правдин И.Ф. Руководство по изучению рыб (преимущественно пресноводных). Москва, 1966. 376 с.
16. Радиогеоэкология водных объектов зоны влияния аварии на Чернобыльской АЭС / под общ. ред. О.В. Войцеховича. Киев : Чернобыльинтеринформ, 1997. Т. 1. 308 с.
17. Рябов И.Н. Оценка воздействия радиоактивного загрязнения на гидробионтов 30-ти километровой зоны контроля аварии на Чернобыльской АЭС. *Радиобиология*. 1992. Т. 32, № 5. С. 662—667.
18. Рябов И.Н. Радиоекологические аспекты аварии на Чернобыльской АЭС для рыб. *Радиобиология и радиоекология*. 1997. Т. 37. №. 4. С. 657—663.
19. Рябов И.Н. Особенности экологии рыб в водоемах, загрязненных радионуклидами в результате аварии на Чернобыльской АЭС : автореф. дис... д-ра биол. наук. Москва, 1998. 36 с.
20. Рябов И.Н. Радиоекология рыб водоемов в зоне влияния аварии на Чернобыльской АЭС. Москва : Т-во науч. изд. КМК, 2004. 215 с.
21. Савельева Э.А., Шуватова Т.Ф. О некоторых закономерностях связей между потомством и родителями у донского судака (*Lucioperca lucioperca* L.). *Вопр. ихтиол.* 1972. Т. 12. Вып. 2, № 73. С. 273—281.

22. Санитарная охрана водоемов от загрязнений радиоактивными веществами. Москва : Атомиздат, 1976. 219 с.
23. Саттаров К. Ихтиофауна и рыбный промысел р. Припять. *Рыб. хоз-во*. Киев, 1967. № 3. С. 77—83.
24. Соботович Э.В., Бондаренко Г.Н., Кононенко Л.В. и др. Геохимия техногенных радионуклидов. Киев : Наук. думка, 2002. 332 с.
25. Тарнавский И.П. Ихтиофауна Днепра в зоне Киевского водохранилища. *Рыб. хоз-во*. Киев, 1965. № 2. С. 48-55.
26. Теория динамики стада рыб. Изд. 2-е, доп. Москва : Пищ. пром-сть, 1974. 448 с.
27. Федоненко О.В., Єсіпова Н.В., Шарамок та ін. Екологічні аспекти сучасного стану промислового іхтіокомплексу Запорізького (Дніпровського) водосховища. *Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біол.*, 2010. Т. 43, № 2. С. 506—509.
28. Шерман І.М., Євтушенко М.Ю. Теоретичні основи рибництва : підручник. Київ, 2011. 499 с.
29. Шеханова И.А. Радиозкология рыб. Москва : Легк. и пищ. пром-сть, 1983. 208 с.
30. Экология рыб. Изд. 3-е, доп. Учеб. пособие для ун-тов. Москва : Высш. шк., 1974. 357 с.
31. Barrilli G.H.C., Rocha O., Negreiros N.F., Verani J.R. Influence of environmental quality of the tributaries of the Monjolinho River on the relative condition factor (Kn) of the local ichthyofauna. *Biota Neotropica*. 2015. Vol. 15, N 1. e20140107.
32. Belyaev V.V., Volkova O.M., Gudkov D.I. et al. Reconstruction of the absorbed dose of ionizing radiation in fish of the Glyboke Lake over the early phase of the Chernobyl accident. *Hydrobiol. J.* 2021. Vol. 57, N 4. P. 96—106.
33. Belyaev V.V., Volkova O.M., Gudkov D.I. et al. Radiation dose reconstruction for higher aquatic plants and fish in Glyboke Lake during the early phase of the Chernobyl accident. *J. Environ. Radioactivity*. 2023. Vol. 263. 107169.
34. ERICA Assessment Tool 2.0. The integrated approach seeks to combine exposure. Dose/effect assessment with risk characterization and managerial considerations. <http://www.ERICA-tool.com>.
35. Ganzha C.D., Gudkov D.I., Abramiuk I.I., Kaglyan O.Y. Skeletal abnormalities in juvenile fish from the cooling pond of the Chornobyl nuclear power plant. *Europ. Physical J. : Special Topics*. 2023. Vol. 232, N 10. P. 1607—1615.
36. Gudkov D., Shevtsova N., Pomortseva N. et al. Aquatic plants and animals in the Chernobyl exclusion zone: Effects of long-term radiation exposure on different levels of biological organization. *Genetics, Evolution and Radiation: Crossing Borders*. The Interdisciplinary Legacy of Nikolay W. Timofeeff-Ressovsky. 2017. P. 287—302.
37. Gudkov D.I., Derevets V.V., Zub L.N. et al. The distribution of the radionuclides in the main components of lake ecosystems within the Chernobyl NPP exclusion zone. *Radiatsionnaya Biologiya. Radioekologiya*. 2005. Vol. 45, N 3. P. 271—280.
38. 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. Radioekologiya*. 2008. Vol. 48, N 1. P. 48—58.
39. Gudkov D.I., Kaglyan A.E., 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.
40. Gudkov D.I., Kaglyan A.Ye., Nazarov A.B., Klenus V.G. Dynamics of the content and distribution of the main dose forming radionuclides in fishes of the exclusion zone of the Chernobyl NPS. *Ibid.* 2008. Vol. 44, N 5. P. 87—104.
41. Gudkov D.I., Shevtsova N.L., Dzyubenko E.V. et al. Problems of the long-term radiation exposure of aquatic biota within the Chernobyl accident Exclusion Zone. The lessons of Chernobyl: 25 Years Later / Ed. by Burlakova E.B., Naidich V.I. New York : Nova Science Publ. Inc., 2012. P. 301—315.

42. Gudkov D.I., Shevtsova N., Pomortseva N.A. et al. Aquatic plants and animals in the Chernobyl Exclusion Zone: effects of long-term radiation exposure on different levels of biological organization. *Genetics, Evolution and Radiation*. Springer. 2017. P. 287—302.
43. Kaglyan A.Y., 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.
44. 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 Chornobyl exclusion zone. *Nuclear Physics and Atomic Energy*. 2021. V. 22, N 1. P. 62—73.
45. Kaglyan O.Ye., Gudkov D.I., Belyaev V.V. et al. Changes in radiation exposure rate of fish of the cooling pond of the Chornobyl NPS and Lake Azbuchyn after water level lowering. *Hydrobiol. J.* 2023. Vol. 59. N 2. P. 96—109.
46. Kaglyan A.Ye., Gudkov D.I., Belyaev V.V. et al. The absorbed dose rate of external exposure to representatives of ichthyofauna of lakes in the Chornobyl exclusion zone. *Nuclear Physics and Atomic Energy*. 2024. Vol. 25, N 2. P. 141—148.
47. Kooyman S.A.L.M., Bedaux J.J.M. Analysis of toxicity tests on fish growth. *Water Research*. 1996. Vol. 30, N 7. P. 1633—1644.
48. Kryshev I.I. Radioactive Contamination of Aquatic Ecosystems Following the Chernobyl Accident. *J. Environ. Radioactivity*. 1995. Vol. 27, N 3. P. 207—219.
49. Kryshev I.I., Ryabov I.N., Sazykina T.G. et al. Model testing using Chernobyl data: II. Assessment of the consequences of the radioactive contamination of the Chernobyl nuclear power plant cooling pond. *Health Physics*. 1996. Vol. 70, N 1. P. 13—17.
50. Lerebours A., Gudkov D., Nagorskaya L. et al. Impact of environmental radiation on the health and reproductive status of fish from Chernobyl. *Environ. Sci. & Technol.* 2018. Vol. 52, N 16. P. 9442—9450.
51. Lerebours A., Robson S., Sharpe C. et al. Transcriptional changes in the reproductive system of fish from Chernobyl. *Ibid.* 2020. Vol. 54, N 16. P. 10078—10087.
52. Mikryakov V.R., Gudkov D.I., Mikryakov D.V. et al. Comparative characteristics of leucocytes compositions in the crucian carp *Carassius carassius* (Cyprinidae) from the waterbodies of the Chernobyl exclusion zone and from the Rybinsk reservoir. *J. Ichthyol.* 2013. Vol. 53, N 9. P. 753—757.
53. Nehemia A., Maganira J. D. Rumisha C. Length-weight relationship and condition factor of tilapia species grown in marine and fresh water ponds. *Agriculture Biological Journal of North America*. 2012. Vol. 3, N 3. P. 117—124.
54. Pomortseva N.A., Gudkov D.I. Effect of additional acute irradiation on cytomorphological abnormalities of erythrocytes of the prussian carp (*Carassius gibelio* Bloch) from water body contaminated with radionuclides. *Problems of Radiation Medicine and Radiobiology*. 2019. Vol. 24. P. 270—283.
55. Pomortseva N.A., Rodionova N.K., Gudkov D.I., Kaglyan O.Ye. Quantitative and qualitative composition of the peripheral blood of fish in the gradient of long-term radiation exposure. *Hydrobiol. J.* 2024. Vol. 60, N 1. P. 84—100.

Надійшла 20.11.24

O.O. Hupalo, PhD (Biol.), Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: al.gupalo@gmail.com
ORCID 0000-0002-3465-4737

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,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: alex_kt983@ukr.net
ORCID 0000-0003-4680-8454

I.I. Abramiuk, PhD (Biol.), Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: abrmyk@yahoo.com
ORCID 0000-0002-9998-362X

V.V. Belyaev, PhD (Biol.), Senior Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: belyaev-vv@ukr.net
ORCID 0000-0003-4465-7816

MORPHOBIOLOGICAL CHARACTERISTICS OF THE COMMON ROACH
(*RUTILUS RUTILUS* L.) IN WATER BODIES OF THE CHORNOBYL
EXCLUSION ZONE

In the most radionuclide-contaminated water bodies of the Chornobyl exclusion zone, a number of morphological and biological parameters of the common roach were studied, the changes of which may have an adaptive nature to long-term radiation exposure. In the gradient of the absorbed dose rate of 4.7—22.3 $\mu\text{Gy/h}$, which was registered during the period of studies, in fish of the cooling pond of the Chernobyl NPP and Hlyboke Lake were determined a decrease in the average diameter of the eggs, low indicators of the gonadosomatic index and fatness, reduction of fin rays, as well as the occurrence of deformations and neoplasms of the gonads compared to control individuals. In the range of radiation dose of 12.1—22.3 $\mu\text{Gy/h}$, a significant predominance of females in the spawning stock and a reduction in lifetime were also noted in fish.

Key words: *Rutilus rutilus*, water bodies of the Chornobyl exclusion zone, radionuclide contamination, absorbed dose rate, morphobiological indicators

Hydrobiological Journal

Number 3

2025

CONTENTS

General Hydrobiology

P.D. Klochenko, L.O. Gorbatiuk, T.F. Shevchenko, V.O. Medved', G.V. Kharchenko, M.O. Platonov & Z.N. Gorbunova. Phytoplankton production and decomposition characteristics in water bodies of the «Golosiivsky» National Nature Park (Ukraine). 3

N.P. Ghimire, N. Shrestha, S. Naz, Sh. K. Rai, P. Ghimire, S. Shrestha, P.K. Jha. Diversity of plankton algae along an elevation gradient in the freshwater ecosystems of the Khumbu region, Nepal. 19

Aquatic Flora and Fauna

D. O. Lazarev, I. V. Zagorodniuk, I. G. Emelyanov. The nutria (*Myocastor coypus*) in water bodies of Ukraine: formation of wild populations and their place in the guild of phytophagous semiaquatic rodents 41

Fish-Husbandry Hydrobiology and Ichthyology

Mezhzherin S.V., Tsyba A.O. Depression due to genetic instability of the population of diploid-polyploid complex of spined loach *Cobitis elongatoides* — *taenia* — *tanatica* of the Irpin River caused by pollution and enhanced by the consequences of hostilities. 63

Ecological Physiology and Biochemistry of Aquatic Animals

O. Potrokhov, O. Zinkovskiy, Yu. Khudiiash, L.V. Fedorenko, K. Kofonov. Assessment of the physiological state of fish in the Kilian estuary of the Danube River in the summer period by biochemical indicators of the blood. . . 75

Aquatic Toxicology

I.M. Konovets, V.I. Yuryshynets, L.S. Kipnis, O.V. Romanenko. Behavioral responses of aquatic invertebrates as a promising endpoint for the detection of toxic effects (review). 86

Aquatic Radioecology

O.O. Hupalo, D.I. Gudkov, O.Ye. Kaglyan, I.I. Abramiuk, V.V. Belyaev. Morphobiological characteristics of the common roach (*Rutilus rutilus* L.) in water bodies of the Chernobyl exclusion zone 102



Індекс 74115

ISSN 0375-8990. Гідробіол. журн. 2025. Т. 61, № 3. 1–119

Гідробіологічний журнал. Т. 61, № 3, 2025