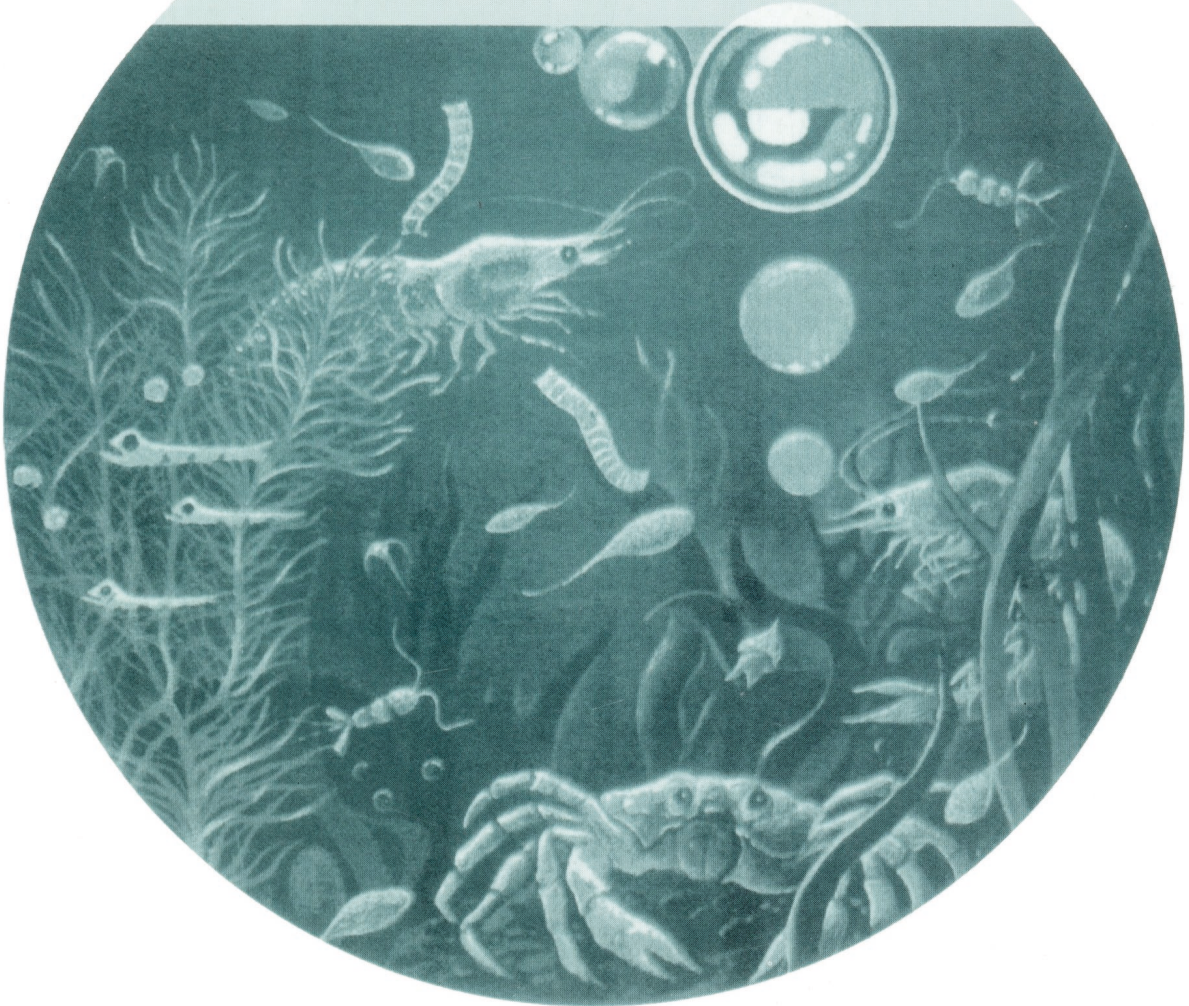


ISSN 0375-8990

# ГІДРОБІОЛОГІЧНИЙ ЖУРНАЛ



**5(371)**

**ТОМ 62 • 2026**

**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

**5** (371)  
**том 62 • 2026**

## ЗМІСТ

### Загальна гідробіологія

- Середа Т.М., Гулейкова Л.В., Причепя М.В., Коваленко Ю.О., Афанасьєв С.О.*  
Злиття річок як динамічний екотон: сезонна перебудова планктонних угруповань (річкова система Ірпінь — Буча) . . . . . 3
- Дядичко В.Г., Кириллова Ю.В.* Багаторічна динаміка зоопланктону Дністровського лиману . . . . . 27

### Екологічна фізіологія і біохімія водних рослин

- Пасічна О.О., Клоченко П.Д., Харченко Г.В., Жежеря В.А., Платонов М.О., Горбатюк Л.О., Годлевська О.О.* Особливості накопичення важких металів міководоростями та їх роль у детоксикації водного середовища . . . . . 43

### Водна мікробіологія

- Гудзенко О.В., Варбанець Л.Д., Іваниця В.О.* Фібриногенолітична активність *Vaccillus licheniformis* IMB B-8008, виділеного з донних осадів Чорного моря . . . . . 58

### Екологічна гідрологія

- Данильченко О.С., Корнус А.О., Корнус О.Г., Король О.М.* Гідроекологічна оцінка малої річки Охтирки та пропозиції щодо її ревіталізації . . . . . 71

### Гідрохімія

- Линник П.М.* Ртуть у поверхневих водних об'єктах: концентрація та співіснуючі форми у водній фазі (огляд) . . . . . 91

## **Ювілеї і дати**

Михайло Ілліч Кузьменко (присвячено 90-річчю від дня народження) . . . . . 116

Затверджено до друку Вченою радою інституту (протокол № 5 від 14.07.2026 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. Цибульська*

Підп. до друку 10.09.2026. Формат 70 × 108/16. Гарн. Minion Pro.  
Ум. друк. арк. 8,75. Обл.-вид. арк. 13,8. Тираж 90 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 [574.583:597.2/.5](282.247.32)

**Т.М. СЕРЕДА**, к. б. н., ст. наук. співроб.,  
Інститут гідробіології НАН України,  
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна  
e-mail: seredatm@ukr.net  
ORCID: 0000-0003-2679-4008

**Л.В. ГУЛЕЙКОВА**, к. б. н., ст. наук. співроб.,  
Інститут гідробіології НАН України,  
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна  
e-mail: liudmyla.guleikova@gmail.com  
ORCID 0009-0001-6581-5564

**М.В. ПРИЧЕПА**, к. б. н., наук. співроб.,  
Інститут гідробіології НАН України,  
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна  
e-mail: prichepa1987@ukr.net  
ORCID: 0000-0002-3114-2402

**Ю.О. КОВАЛЕНКО**, доктор філософії, мол. наук. співроб.,  
Інститут гідробіології НАН України,  
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна  
e-mail: kovalenkoyulia888@gmail.com  
ORCID: 0000-0003-4818-4542

**С.О. АФАНАСЬЄВ**, д. б. н., проф., академік НАН України, гол. наук. співроб.,  
Інститут гідробіології НАН України,  
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна  
e-mail: safanasyev@ukr.net  
ORCID: 0000-0002-5247-3542

## **ЗЛИТТЯ РІЧОК ЯК ДИНАМІЧНИЙ ЕКОТОН: СЕЗОННА ПЕРЕБУДОВА ПЛАНКТОННИХ УГРУПОВАНЬ (РІЧКОВА СИСТЕМА ІРПІНЬ — БУЧА)<sup>1</sup>**

---

*У роботі представлено результати досліджень структурних показників фіто-і зоопланктону та молоді риб р. Ірпінь в районі впадіння р. Буча у сезонному аспекті. З метою з'ясування особливостей та механізмів формування таксономічної структури планктонної ланки у градієнтно-просторових межах в екотоні річка/річка проведено апробацію комплексного методичного підходу за функціональними групами*

---

<sup>1</sup> Роботу виконано в межах бюджетних програм «Фундаментальні дослідження» (КПКВК 6541030) та «Підтримка розвитку пріоритетних напрямів наукових досліджень» (КПКВК 6541230)

---

Ц и т у в а н н я: Середа Т.М., Гулейкова Л.В., Причеп М.В., Коваленко Ю.О., Афанасьєв С.О. Злиття річок як динамічний екотон: сезонна перебудова планктонних угруповань (річкова система Ірпінь — Буча). *Гідробіол. журн.* 2026. Т. 62, № 5. С. 3—26.

ми водоростей та екологічними і трофічними групами зоопланктону та молоді риб. Кореляційний аналіз та трофічні зв'язки планктонної ланки продемонстрували буферну роль екотону річка/річка, у зоні якого влітку і восени змінюється видова структура фіто- і зоопланктону та відбувається перебудова домінуючих комплексів в умовах впливу алогенного планктону притоки, навесні вплив притоки нівелюється інтенсивним водообміном повневерхових вод з русловою системою р. Ірпінь. Для формування структури молоді риб визначальну роль відігравали ступінь заростання русла основної річки макрофітами та вплив трансформованої притоки, у гирлі якої завдяки гідродинамічним особливостям змішування водних мас склалися сприятливі умови для значного різноманіття іхтіофауни з найвищими показниками в екотоні: навесні за рахунок розвитку реофільних видів риб, влітку і восени — представників лімнофільних видів риб.

**Ключові слова:** планктонні угруповання, фітопланктон, зоопланктон, молодь риб, екотони, сезонний аспект, р. Ірпінь, р. Буча, басейн р. Дніпро.

Багаторічні дослідження річкових екосистем показали, що, попри загальну континуальність змін абіотичних і біотичних параметрів уздовж течії, в руслових системах формуються локальні зони різкої перебудови структурних характеристик біоти [34, 35]. Такі ділянки виникають у місцях контакту різних водних мас, гідрологічних режимів і біотопів та характеризуються підвищеною інтенсивністю біотичних взаємодій [23, 36]. У сучасній екології їх розглядають як екотони — просторово обмежені, але функціонально насичені перехідні зони, що відіграють ключову роль у формуванні біорізноманіття та продуктивності водних екосистем [9, 10, 16, 25].

Для лотичних систем особливий інтерес становлять екотони типу річка/річка, які формуються в місцях впадіння приток. Саме тут відбувається накладання потоків речовини, енергії та організмів різного походження, що створює складні гідродинамічні та трофічні градієнти [14, 28]. У таких умовах екотон може функціонувати одночасно як буферна зона, що згладжує відмінності між суміжними ділянками, і як фільтр або селективне середовище, яке визначає подальшу долю алогенного матеріалу та структуру біоценозів нижче за течією [23, 35, 36].

Незважаючи на значну кількість робіт, присвячених екотонам у наземних та водних екосистемах, механізми формування планктонних угруповань у річкових екотонах залишаються недостатньо з'ясованими [29]. Особливо це стосується руслових екотонів, де поєднання процесів перенесення та локального розвитку біоти має складний і мінливий характер [7, 30].

Останніми роками зростає інтерес до дослідження річкових екосистем басейну Дніпра, зокрема р. Ірпінь, яка зазнала значного антропогенного та воєнного впливу [11, 19, 24]. Показано, що такі впливи призводять до істотної перебудови гідрологічного режиму, структури фітопланктону та макрофітів, а також іхтіофауни [8, 27, 31, 32]. Наявність численних приток у басейні Ірпеня формує розгалужену систему екотонів, які можуть виступати локальними осередками біорізноманіття, проте їхня функціональна роль у формуванні планктонної ланки вивчена недостатньо.

У цьому контексті особливо актуальним є аналіз екотону річка/річка як динамічної системи, функціональна роль якої змінюється залежно від гідрологічного режиму. У роботі перевіряється припущення, що зона злиття річок функціонує як динамічний екотон, у якому сезонна зміна гідрологічних умов визначає перехід від транзитного режиму до режиму акумуляції та селективного розвитку планктонних угруповань, що впливає на структуру ранніх вікових груп риб.

### Матеріал і методика досліджень

Особливості та механізми формування структури фіто- і зоопланктону та молоді риб в екотоні річка/річка вивчали на прикладі р. Ірпінь в районі впадіння р. Буча у сезонному аспекті. Дослідження угруповань планктонної ланки проводили з квітня до жовтня протягом 2023 рр. на чотирьох створах: I — р. Ірпінь, вище екотону (район с. Романівка та м. Ірпінь), II — р. Буча, гирлова ділянка, III — екотон, зона змішування річок, 20—30 м нижче впадіння притоки, IV — р. Ірпінь, нижче екотону (район смт Гостомель).

Створ I — русло р. Ірпінь, типова річкова меандрована ділянка з крутими берегами, шириною 20—25 м з глибинами 1,2—1,8 м, навесні — до 2,3 м, швидкість течії 0,4—0,6 м/с, навесні — до 1,0 м/с, ступінь заростання макрофітами 5—10 %, влітку — до 20 %, вміст розчиненого кисню 5,9—6,7 O<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup> з максимальними значеннями навесні, рН — в межах 7,4—7,7, переважаючий тип субстрату — замулений пісок. Структуру заростей водних рослин формують підводна форма стрілиці звичайної *Sagittaria sagittifolia* L., рдесник вузлуватий *Potamogeton nodosus* Poir., рдесник гребінчастий *Stuckenia pectinata* (L.) Börner та фрагментарно локалізовані плями ряски малої *Lemna minor* L.

Створ II — гирло р. Буча — трансформована річкова ділянка з природними берегами, місцями забетонованими, русло притоки зарегульоване двома ставками, розташованими на 700 м вище впадіння в р. Ірпінь, ширина русла приблизно 12 м, навесні розширюється до 26 м з глибинами 0,8—1,0 м, навесні — 1,7 м, швидкість течії 0,3—0,4 м/с, навесні — до 0,6 м/с, ступінь заростання макрофітами 10—15 %, влітку — до 45 %, вміст розчиненого кисню 5,1—6,7 мг O<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup> з максимальними значеннями восени, рН — у межах 7,6—7,8, переважаючий тип субстрату — замулений пісок. Структуру заростей водних рослин формують кушир занурений *Ceratophyllum demersum* L., рдесник гребінчастий, рдесник кучерявий *Potamogeton crispus* L., а також глечики жовті *Nuphar lutea* (L.) Smith та ряска мала.

Створ III — екотон, зона змішування у 20—30 м нижче впадіння притоки, представляє руслову ділянку р. Ірпінь шириною 16—22 м з глибинами 1,5—2,1 м, місцями до 2,6 м і швидкістю течії 0,3—0,5 м/с, навесні — до 0,8 м/с, ступінь заростання макрофітами 10—20 %, влітку до 30 %, вміст розчиненого кисню 5,9—7,2 O<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup> з максимальними значеннями навесні і мінімальними восени, рН — у межах 7,3—7,6, переважаючий тип субстрату — замулений пісок, місцями з муловими накопиченнями, зокрема в

зоні прибережних заростей гелофітів. Структуру заростей водних рослин формують водопериця колосиста *Myriophyllum spicatum* L, рдесник кучерявий, кушир занурений, підводна форма стрілиці звичайної, а також фрагментарні плями ряски малої.

Створ IV — русло р. Ірпінь, річкова ділянка шириною приблизно 20 м з глибинами 1,3—1,9 м, місцями до 2,5 м, русло спрямлене з природними берегами, швидкість течії 0,2—0,4 м/с, навесні — до 0,8 м/с, ступінь заростання макрофітами 7—10 %, влітку — до 45 %, вміст розчиненого кисню 5,0—7,6 O<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>, рН — в межах 7,2—7,5, переважаючий тип субстрату — мулові відкладення. Структуру заростей водних рослин формують кушир занурений, водопериця колосиста, підводна форма стрілиці звичайної, рдесник кучерявий, рдесник гребінчастий, а також глечики жовті, спіродела багатокоренева *Spirodela polyrhiza* (L.) Schleid та ряска мала.

Проби фітопланктону відбирали батометром Руттнера з приповерхневого шару води 0,15—0,20 м, в зоні екотону здійснювали відбір інтегрованої проби з подальшим заповненням ємності 0,5 дм<sup>3</sup> [3]. Камеральне опрацювання проб проводили з використанням камери Нажотта об'ємом 0,02 см<sup>3</sup> під світловим мікроскопом Laboval-4 (Carl Zeiss, Німеччина). Чисельність водоростей визначали методом прямого підрахунку, біомасу — стереометричним методом [3]. У роботі використано класифікаційну систему AlgaeBase [18].

З метою розкриття механізмів формування таксономічної структури фітопланктону в межах екотону апробовано застосування методу функціональної класифікації водоростей [15] та проаналізовано формування показників біомаси за участю функціональних груп водоростей. Метод раніше апробовано на інших річках України [8, 30].

Проби зоопланктону відбирали методом проціджування 50/100 л води з поверхневого горизонту через планктонну сітку Апштейна (розмір вічка 72 мкм), в зоні екотону здійснювали відбір інтегрованої проби. Камеральну обробку проведено за загальноприйнятими гідробіологічними методиками [3].

Екологічні групи зоопланктону виділяли згідно з класифікацією Л.М. Зімбалецької [1, 5]. При аналізі трофічної структури зоопланктон розподіляли на хижих і мирних, останніх, зі свого боку, залежно від об'єкта живлення, — на нано-, детрито-, альго- і єврифагів. Віднесення окремих видів до певної екологічної або трофічної групи проводили на основі інформації визначників планктонних тварин та літературних і власних даних [33].

Іхтіофауну (молодь риб) досліджували за допомогою облову трансекти (10—20 м) сачком для лову живця, при відборі матеріалу проводили рекогносцировку маршруту вверх за течією до 50 м [6]. Види риб визначали за морфологічними ознаками у польових умовах [4, 17, 22], номенклатуру та систематичне положення видів наведено згідно [4]. Відносну чисельність (N %) кожного виду риб на одне місце відбору проб розраховано за допомогою рівняння:  $N \% = (\text{кількість екземплярів (N)} / \text{загальна кількість екземплярів усіх видів (загальна N)}) \times 100$  [21].

### Результати досліджень

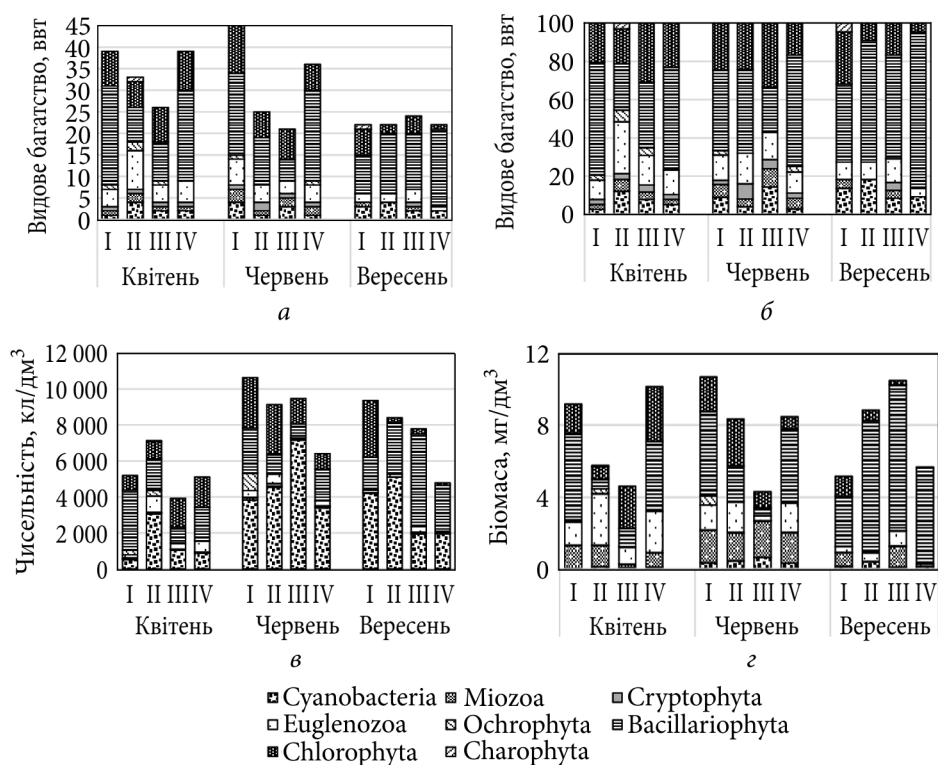
У період досліджень *фітопланктон* налічував 128 видів та внутрішньовидових таксонів (ввт), представлених вісьмома відділами, а саме Bacillariophyta — 60, Chlorophyta — 33, Euglenozoa — 13, Cyanobacteria — 11, Miozoa і Ochrophyta — по 4, Cryptophyta — 2 і Charophyta — 1 ввт.

У сезонному аспекті видове багатство фітопланктону було вищим навесні і влітку — відповідно 78 і 74 ввт, восени воно знижувалось до 55 ввт. Насиченість проб мала широку амплітуду коливань: навесні та влітку — відповідно 26—39 і 21—49 ввт, з мінімальними значеннями в екотоні, восени фітопланктон характеризувався більш стабільним видовим багатством — 22—24 ввт (рис. 1, а).

Провідну роль у формуванні таксономічної структури фітопланктону відігравали діатомові, зелені та евгленові водорості (рис. 1, б). Навесні вище та нижче екотону частка діатомових зберігалася на рівні 54—59 %, тоді як у притоці та у зоні змішування роль діатомових знижувалася відповідно до 24 і 35 %, а частка зелених і евгленових підвищувалась до 18—27 і 15—31 %. Влітку частка діатомових змінювалась від 42 % вище екотону до 58 % нижче нього, у притоці вона складала 44 %, а в екотоні — знижувалася до 24 % через вегетацію зелених і евгленових на рівні відповідно 33 і 14 %. Восени частка діатомових коливалася в межах 41—82 %, з мінімальним значенням вище екотону та максимальним — нижче нього, у притоці діатомей складала 63 %, в екотоні — 54 %, зниження ролі діатомових супроводжувалось підвищенням ролі зелених до 27 % вище екотону та біля 17 % в екотонній зоні, частка евгленових була найвищою в екотоні (13 %).

Навесні показники чисельності фітопланктону в екотоні Ірпінь/Буча були найнижчими — 3910—7130 тис. кл/дм<sup>3</sup>: в Ірпені вище та нижче екотону вони були стабільними — 5100—5190 тис. кл/дм<sup>3</sup>, у притоці — максимальними, в екотонній зоні — мінімальними (рис. 1, в). Основу чисельності вище екотону формували діатомові (біля 65 %), нижче екотону — діатомові (37 %), зелені (33 %) і ціанобактерії (17 %), у притоці переважали ціанобактерії (43 %) і діатомові (25 %), а в екотоні — зелені водорості (41 %) і ціанобактерії (27 %). Влітку чисельність змінювалась від 10 630 тис. кл/дм<sup>3</sup> вище екотону до 6410 тис. кл/дм<sup>3</sup> нижче нього, у притоці й екотонній зоні вона становила відповідно 9130 і 9470 тис. кл/дм<sup>3</sup> за домінування ціанобактерій (36 % — вище екотону, 50 % — у притоці, 76 % — в екотоні, 53 % — нижче екотону) з часткою зелених водоростей — відповідно 24, 13, 7 і 27 % і діатомей — відповідно 26, 30, 15 і 14 %. Восени чисельність фітопланктону коливалася в межах 4780—9360 тис. кл/дм<sup>3</sup> з максимумом вище екотону і мінімумом нижче нього за домінування ціанобактерій і діатомових у співвідношеннях: вище екотону 45 і 20 % (з часткою зелених до 34 %), у притоці — 61 і 35 %, в екотоні і нижче нього перевагу мали діатомові водорості відповідно 25 і 66 %, 41 і 55 %.

Показники біомаси в усі сезони досліджень коливалися в межах 4,29—10,68 мг/дм<sup>3</sup>, причому амплітуда коливань мала подібні риси — з



**Рис. 1.** Сезонна динаміка таксономічної структури фітопланктону (а — абсолютні величини, б — відносні величини) та його кількісних показників (в — чисельність, г — біомаса) в екотоні Ірпінь/Буча

мінімальними показниками в екотонній зоні навесні і влітку та максимумом в екотоні восени (рис. 1, г). Основу біомаси навесні вище екотону формували переважно діатомові (до 53 %), нижче екотону їхня частка знижувалась до 38 % внаслідок вегетації зелених і евгленових відповідно 30 і 23 %, за показниками біомаси у притоці домінували евгленові і динофітові (з частками 50 і 20 %), в екотоні — зелені (біля 51 %) і діатомові водорості (22 %). Влітку основу біомаси вище екотону формували діатомові (44 %), а також зелені, динофітові й евгленові (в межах 13—18 %), нижче екотону — діатомові (49 %), динофітові й евгленові (19—20 %), у притоці за біомасою переважали зелені (31 %) за участі діатомових (24 %), евгленових (20 %) та динофітових (18 %), в екотоні — домінували динофітові (до 47 %) за участі зелених (20 %), ціанобактерій (15 %) і діатомових (біля 10 %). Восени біомасу фітопланктону вище екотону формували діатомові (54 %) за участі зелених (21 %) та динофітових водоростей (15 %), нижче екотону роль діатомових зростала до 94 % завдяки алогенним формам притоки, представленим діатомовими до 83 %, а також вегетації діатомових в екотонній зоні на рівні 77 %.

У таблиці 1 продемонстровано домінуючі комплекси фітопланктону посезонно в екотоні Ірпінь/Буча. Альгологічний аналіз показав, що навесні вплив притоки нівелюється завдяки інтенсивному водообміну по-венеких вод р. Ірпінь з русловою системою, про що свідчить відсутність видів водоростей притоки у складі фітопланктону нижче екотону. Влітку і восени екотонна зона слугує рефугіумом для вегетації алогенних форм притоки і деякі з них отримують розвиток в р. Ірпінь нижче екотону (влітку — *Aphanizomenon flos-aquae* (Cyanobacteria) і *Peridinium cinctum* (Miozoa), восени — *Microcystis aeruginosa* (Cyanobacteria) і *Synedra ulna* (Bacillariophyta)), а для деяких водоростей екотони слугують «пастками» (влітку — *Chlamydomonas monadina* (Chlorophyta), восени — *Melosira varians* і *Cocconeis placentula* (Bacillariophyta)).

У складі зоопланктону досліджених ділянок зареєстровано 73 таксо-ни, більшість з яких визначено до рангу виду: коловерток (Rotifera) — 34, гіллястовусих ракоподібних (Cladocera) — 19, веслоногих ракоподібних (Copepoda) — 19 і велігери Dreissena. За кількістю видів (таксонів), а та-кож за складом провідних родів зоопланктон досліджених ділянок мож-на характеризувати як ротаторний, а фауністичний спектр мав вигляд: 47—26—26—1 %. Частка коловерток у пробах коливалась у широких ме-жах — 13—67 %. Кількість гіллястовусих ракоподібних зростала на зарос-лих макрофітами ділянках екотону і коливалась на рівні 27—46 %, частка веслоногих рачків складала 23—75 %, що є природним для динаміки роз-витку зоопланктонного угруповання у сезонному аспекті.

Щодо видового багатства зоопланктону протягом різних сезонів, влітку зареєстровано найвищу кількість таксонів (47), порівняно з весня-ним (44) та осіннім (33) (рис. 2, а). Такі зміни характерні для вегетаційно-го періоду, тому що на початку літа масово починають розвиватися мак-рофіти, чому сприяє температурний режим. У результаті формуються оп-тимальні умови для існування гідробіонтів. Водночас як для весняного, так і для осіннього сезонів характерні більш низькі температури, корот-котривалість дня та сонячної радіації, внаслідок чого знижується про-дукція фітопланктону, що викликає відповідне зниження кількісних по-казників зоопланктону.

Кількість таксонів у пробах була навесні і влітку відповідно 18—36 і 8—31 з максимальними значеннями в екотоні та нижче нього. В осінній період зоопланктон характеризувався меншим видовим багатством, а саме 11—18 таксонів з мінімальною кількістю нижче екотону. Провідну роль у формуванні видової структури зоопланктону відігравали коловер-тки і веслоногі ракоподібні. Природно роль коловерток у весняний пе-ріод була найбільшою — 50—60 % від загальної кількості видів, влітку і восени зростала роль ракоподібних (рис. 2, б).

Показники кількісного розвитку зоопланктону протягом вегетацій-ного сезону змінювались у широких межах і найчастіше були більш висо-кими в екотоні (рис. 2, в, г). Навесні показники чисельності коливались у межах 2,35—76,09 тис. екз/м<sup>3</sup>: мінімальні у притоці, максимальні — ниж-че екотону. Основу чисельності на ділянках вище екотону формували

Таблиця 1

## Сезонний аспект формування домінуючих комплексів фітопланктону в екотонній зоні Ірпінь/Буча

| Таксони                                                        | I | II | III | IV |
|----------------------------------------------------------------|---|----|-----|----|
| Квітень                                                        |   |    |     |    |
| <i>Microcystis pulvereae</i> (Wood) Forti emend. Elenk.        |   | N  |     |    |
| <i>Aphanizomenon flos-aquae</i> (L.) Ralfs                     |   | N  | N   |    |
| <i>Oscillatoria planctonica</i> Wołosz.                        | N | N  | N   | N  |
| <i>Peridinium aciculiferum</i> Lemm.                           |   | B  |     |    |
| <i>Peridinium cinctum</i> (O. Müll.) Ehr.                      | B |    |     |    |
| <i>Euglena granulata</i> (Klebs) Schmitz                       |   |    |     | B  |
| <i>Trachelomonas planctonica</i> Swir.                         |   | B  |     |    |
| <i>Cyclotella meneghiniana</i> Kütz.                           | N |    |     |    |
| <i>Aulacoseira granulata</i> (Ehr.) Ralfs                      | B |    |     | B  |
| <i>Synedra ulna</i> (Nitzsch) Ehr.                             |   |    | B   |    |
| <i>Nitzschia acicularis</i> (Kütz.) W. Sm.                     |   | N  |     |    |
| <i>Chlamydomonas monadina</i> Stein.                           | B |    | B   | B  |
| <i>Desmodesmus denticulatus</i> (Lagerh.) An, Friedl et Hegew. |   |    | N   |    |
| Червень                                                        |   |    |     |    |
| <i>Microcystis aeruginosa</i> Kütz. emend. Elenk.              | N |    |     |    |
| <i>Microcystis pulvereae</i> (Wood) Forti emend. Elenk.        | N |    |     |    |
| <i>Aphanizomenon flos-aquae</i> (L.) Ralfs                     |   | N  | NB  | N  |
| <i>Oscillatoria planctonica</i> Wołosz.                        |   |    | N   |    |
| <i>Peridinium cinctum</i> (O. Müll.) Ehr.                      |   | B  | B   | B  |
| <i>Glenodinium</i> sp.                                         | B |    | B   |    |
| <i>Trachelomonas planctonica</i> Swir.                         |   |    |     | B  |
| <i>Melosira varians</i> Ag.                                    | B |    |     | B  |
| <i>Aulacoseira granulata</i> (Ehr.) Ralfs                      |   |    |     | B  |
| <i>Chlamydomonas monadina</i> Stein.                           | B | B  | B   |    |
| <i>Coelastrum microporum</i> Näg.                              | N |    |     |    |
| <i>Coelastrum sphaericum</i> Näg.                              |   | NB |     |    |
| Вересень                                                       |   |    |     |    |
| <i>Microcystis aeruginosa</i> Kütz. emend. Elenk.              |   | N  | N   | N  |
| <i>Microcystis pulvereae</i> (Wood) Forti emend. Elenk.        | N |    | N   | N  |

Продовження табл. 1

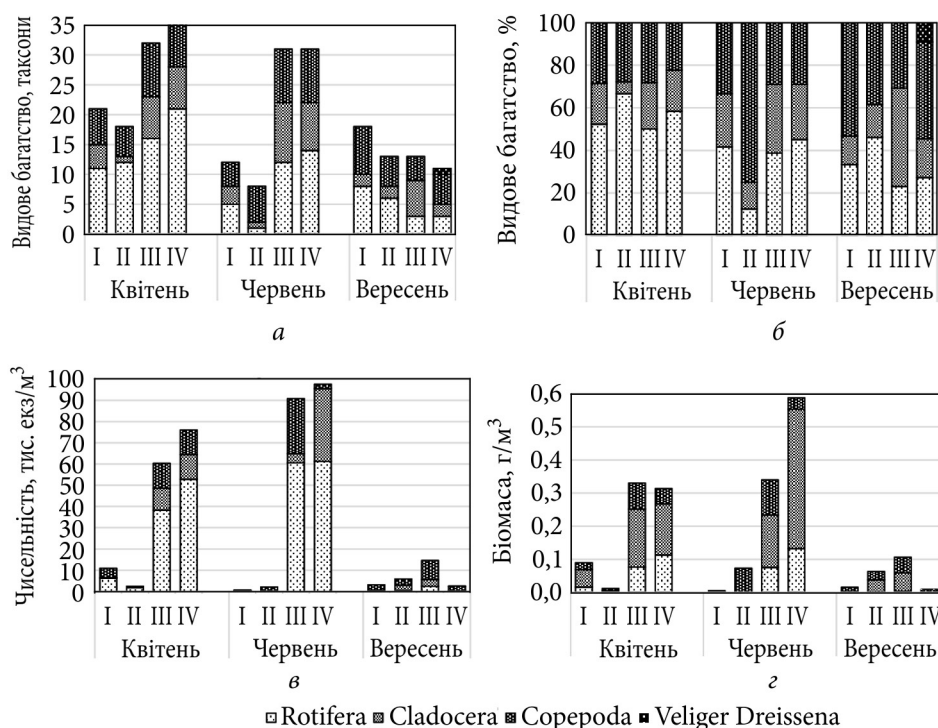
| Таксони                                       | I | II | III | IV |
|-----------------------------------------------|---|----|-----|----|
| <i>Oscillatoria agardhii</i> Gom.             |   | N  |     |    |
| <i>Oscillatoria planctonica</i> Wołosz.       | N |    |     |    |
| <i>Peridinium aciculiferum</i> Lemm.          |   |    | B   |    |
| <i>Peridinium cinctum</i> (O.Müll.) Ehr.      |   | B  |     |    |
| <i>Stephanodiscus astraea</i> (Ehr.) Grun.    | B |    |     |    |
| <i>Stephanodiscus hantzschii</i> Grun.        | B |    |     |    |
| <i>Melosira varians</i> Ag.                   |   | B  | NB  |    |
| <i>Synedra ulna</i> (Nitzsch) Ehr.            |   | B  | B   | NB |
| <i>Cocconeis placentula</i> Ehr.              |   | NB | NB  |    |
| <i>Nitzschia tryblionella</i> Hantzsch        |   | B  |     |    |
| <i>Gyrosigma acuminatum</i> (Kütz.) Rabenh.   |   |    |     | B  |
| <i>Pediastrum simplex</i> Meyen               | B |    |     |    |
| <i>Westella botryoides</i> (W. West) De-Wild. | N |    |     |    |

П р и м і т к а. Тут і в табл. 2, 3: римськими цифрами позначені створи; N — вид домінує за чисельністю; B — за біомасою.

бделоїдні коловертки, нижче екотону — планктоні коловертки *Keratella quadrata*, *Polyarthra vulgaris*, наупліальні та копеподитні стадії веслоногих ракоподібних. Біомаса змінювалась від 0,01 до 0,33 г/м<sup>3</sup>: мінімальна на ділянках вище екотону, максимальна — в екотоні. Домінуючий комплекс видів був створений гіллястовусими рачками реофільними *Chydorus sphaericus* та фітофільними *Simocephalus vetulus*.

Влітку чисельність змінювалась у межах відповідно 0,64—97,56 тис. екз/м<sup>3</sup> і 3,04—14,50 тис. екз/м<sup>3</sup>. Мінімальні показники чисельності зареєстровані на ділянках вище екотону, основу формували веслоногі *Acanthocyclops vernalis*, максимальні — на екотонній ділянці при домінуванні коловерток *Kellicottia longispina*, *Keratella quadrata* та гіллястовусих *Chydorus sphaericus*, *Bosmina longirostris*. Біомаса змінювалась від 0,01 до 0,59 г/м<sup>3</sup>, як і навесні мінімальні показники були на ділянках вище екотону, максимальні — в екотоні. Домінуючий комплекс формували коловертки *Asplanchna priodonta* та гіллястовусі рачки *Chydorus sphaericus* і *Simocephalus vetulus*.

Восени мінімальні показники чисельності та біомаси зоопланктону зареєстровані нижче та вище екотону при домінуванні за чисельністю лімнофільних коловерток *Platylas quadricornis*, а також наупліальних і копеподитних стадій веслоногих ракоподібних, максимальні — в екотоні, де домінантами за чисельністю були коловертки *Brachionus quadridenta*.



**Рис. 2.** Сезонна динаміка таксономічної структури зоопланктону (а — абсолютні величини, б — відносні величини) та кількісних показників (в — чисельність, г — біомаса) в екотоні Ірпінь/Буча

*tus*, *Mytilina ventralis*, веслоногі *Chydorus sphaericus*. Біомаса змінювалась від 0,01 до 0,11 г/м³. Домінуючий комплекс видів був створений гіллястовусими рачками *Chydorus sphaericus*, *Graptoleberis testudinaria* та веслоногими *Eucyclops serrulatus*.

Слід зазначити, що кількісний розвиток зоопланктону р. Буча у всі досліджені сезони відрізнявся невисокими показниками (див. рис. 2, в, г), але в екотоні його чисельність і біомаса збільшувались навесні відповідно у 25 і 30 разів, влітку — у 45 і 5 разів, восени — у 3 і 2 рази, що свідчить про біопродуктивність екотону з високою концентрацією видового різноманіття гідробіонтів.

Аналіз формування структурних показників зоопланктону в екотонній зоні Ірпінь/Буча за вегетаційний сезон показав природно динамічний характер перебудови видового складу, домінуючого комплексу і показників кількісного розвитку планктонних угруповань. Навесні у притоці домінували гіллястовусі ракоподібні *Chydorus sphaericus*, восени — *Ch. sphaericus* і наупліальні стадії Сорерода які продовжували розвиток в екотоні. Влітку виявлено спорадичний характер домінування представників зоопланктону, очевидно за рахунок формування біотопічного різноманіття досліджених ділянок та специфіки трофічних зв'язків планк-

Таблиця 2

**Формування домінуючих комплексів зоопланктону в екотонній зоні  
Ірпінь/Буча у сезонному аспекті**

| Таксони                                     | I  | II | III | IV |
|---------------------------------------------|----|----|-----|----|
| <b>Квітень</b>                              |    |    |     |    |
| Nauplii Copepoda                            | N  |    | N   |    |
| Bdelloidea gen. sp.                         | N  | N  |     |    |
| <i>Keratella quadrata</i> Müller            | N  |    |     | N  |
| <i>Daphnia longispina</i> O.F. Müller       | B  |    |     |    |
| <i>Chydorus sphaericus</i> (O.F. Müller)    |    | NB | NB  | B  |
| <i>Cyclops strenuus</i> Fischer             |    | B  |     |    |
| <i>Simoccephalus vetulus</i> (O.F. Müller)  |    |    | B   | B  |
| <i>Brachionus calyciflorus</i> Pallas       |    |    |     | N  |
| <i>Polyarthra vulgaris</i> Carlin           |    |    |     | N  |
| <b>Червень</b>                              |    |    |     |    |
| <i>Acanthocyclops vernalis</i> (Fischer)    | NB | NB |     |    |
| Nauplii Copepoda                            | N  |    | N   |    |
| <i>Kellicottia longispina</i> Kellicott     |    |    | N   |    |
| <i>Simoccephalus vetulus</i> (O.F. Müller)  |    |    | B   |    |
| <i>Asplanchna priodonta</i> Gosse           |    |    | B   |    |
| <i>Keratella quadrata</i> Müller            |    |    |     | N  |
| <i>Chydorus sphaericus</i> (O.F. Müller)    |    |    |     | NB |
| <i>Bosmina longirostris</i> O.F. Müller     |    |    |     | NB |
| <b>Вересень</b>                             |    |    |     |    |
| Nauplii Copepoda                            | NB | NB | N   | NB |
| <i>Platylas quadricornis</i> Ehrenberg      | N  |    |     |    |
| <i>Cyclops vicinus</i> Uljanin              | B  |    |     |    |
| <i>Chydorus sphaericus</i> (O.F. Müller)    |    | NB | NB  | B  |
| <i>Mesocyclops leuckarti</i> (Claus)        |    | B  |     |    |
| Cyclopoida juv.                             |    |    | NB  |    |
| <i>Brachionus quadridentatus</i> Hermann    |    |    | N   |    |
| <i>Graptoleberis testudinaria</i> (Fischer) |    |    | B   |    |
| Bdelloidea gen. sp                          |    |    |     | N  |
| <i>Eucyclops serrulatus</i> (Fischer)       |    |    |     | B  |

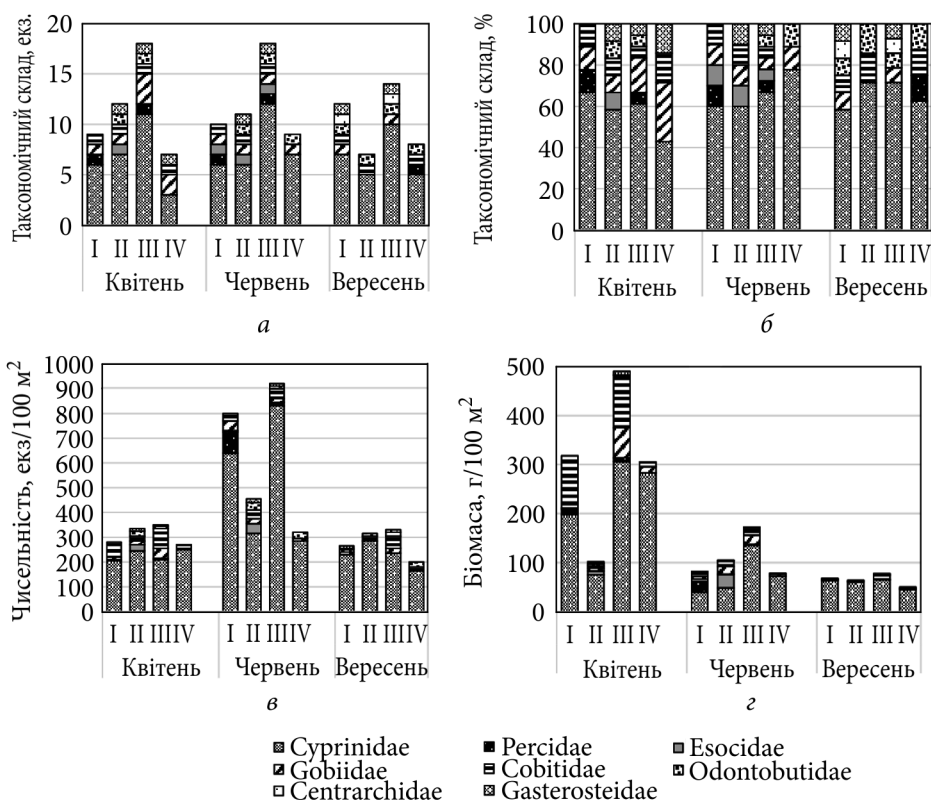
тонної ланки (табл. 2). Загалом максимальні кількісні показники і високе таксономічне багатство протягом вегетаційного сезону в екотоні свідчать про сприятливі умови існування для планктонних тварин, а саме на-

ISSN 0375-8990. Гідробіологічний журнал. 2026. 62(5) 13

явність макрофітів, які забезпечують їх кормовим ресурсом, а також слугують «прихистком» або рефугіумом для їхнього розвитку. Деякі види продовжують розвиватися і домінувати на певній відстані нижче екотону.

**Молодь риб.** За період досліджень зареєстровано 23 види риб, що належать до восьми родин, більшість з них — представники аборигенної фауни. Видовий склад молоді риб був найбагатшим навесні (19 видів), влітку і восени, відповідно, виявлено 18 і 14 видів з найвищими показниками різноманіття у зоні екотону та домінуванням у видовій структурі коропових риб на рівні 43—78 % з мінімальною часткою навесні в р. Ірпінь нижче екотону і максимальною — влітку в екотоні (рис. 3, а, б).

У сезонному аспекті показники чисельності і біомаси молоді риб в екотонній зоні коливалися в широких межах за домінування коропових риб (рис. 3, в, г). Навесні чисельність змінювалася в межах 270—350 екз/100 м<sup>2</sup>, біомаса — 101,8—490,4 г/100 м<sup>2</sup> з найвищими значеннями в екотоні. Влітку і восени чисельність в зоні екотону була вищою, ніж навесні, а біомаса — майже вдвічі нижчою. Так, влітку чисельність коливалася в межах 320—920 екз/100 м<sup>2</sup>, біомаса — 78,1—172,6 г/100 м<sup>2</sup>, восени



**Рис. 3.** Сезонна динаміка таксономічного складу молоді риб (а — абсолютні величини, б — відносні величини), чисельності (в) і біомаси (г) в екотоні Ірпінь/Буча

відповідно 200—330 екз/100 м<sup>2</sup> і 49,8—77,6 г/100 м<sup>2</sup> з найвищими значеннями чисельності і біомаси в екотоні.

Домінуючі комплекси навесні формували молодь плітки, гірчак, верхівка, щипавка, пічкур, влітку — окунь, верхівка, краснопірка, у всі сезони зареєстровано домінування гірчака європейського (табл. 3).

Отже, дослідження структури планктонних угруповань в екотонній зоні річок Ірпінь і Буча в сезонному аспекті показали зміну видової структури та кількісних показників угруповань у градієнтно-просторових межах екотону. Детальний аналіз специфіки формування структурних показників фіто- і зоопланктону продемонстрував буферну роль екотону річка/річка, в зоні якого змінюється видова структура і відбувається перебудова домінуючих комплексів угруповань в умовах впливу алогенного планктону притоки і зміни гідрологічних умов нижче її впадіння. Для формування структури угруповань молоді риб визначальну роль відігравали ступінь заростання русла основної річки макрофітами та вплив трансформованої притоки, в гирлі якої завдяки гідродинамічним особ-

Таблиця 3

**Формування домінуючих комплексів іхтіофауни в екотоні Ірпінь/Буча у сезонному аспекті**

| Таксони                                             | I | II | III | IV |
|-----------------------------------------------------|---|----|-----|----|
| <b>Квітень</b>                                      |   |    |     |    |
| <i>Rhodeus amarus</i> (Bloch, 1782)                 | N | N  | N   | N  |
| <i>Rutilus rutilus</i> (Linnaeus, 1758)             |   | N  |     | N  |
| <i>Cobitis taenia</i> Linnaeus, 1758                | N |    | N   |    |
| <i>Gobio gobio</i> (Linnaeus, 1758)                 | N |    |     |    |
| <i>Leucaspius delineatus</i> (Heckel, 1843)         |   | N  |     |    |
| <b>Червень</b>                                      |   |    |     |    |
| <i>Rutilus rutilus</i> (Linnaeus, 1758)             | N | N  | N   | N  |
| <i>Scardinius erythrophthalmus</i> (Linnaeus, 1758) |   |    | N   |    |
| <i>Alburnus alburnus</i> (Linnaeus, 1758)           | N |    | N   |    |
| <i>Rhodeus amarus</i> (Bloch, 1782)                 | N | N  | N   | N  |
| <i>Perca fluviatilis</i> Linnaeus, 1758             | N |    |     |    |
| <b>Вересень</b>                                     |   |    |     |    |
| <i>Rutilus rutilus</i> (Linnaeus, 1758)             |   | N  |     |    |
| <i>Alburnus alburnus</i> (Linnaeus, 1758)           | N |    |     |    |
| <i>Leucaspius delineatus</i> (Heckel, 1843)         |   | N  |     |    |
| <i>Rhodeus amarus</i> (Bloch, 1782)                 | N | N  | N   | N  |
| <i>Cobitis taenia</i> Linnaeus, 1758                |   |    | N   |    |

ливостям змішування водних мас складалися сприятливі умови для значного різноманіття іхтіофауни з найвищими показниками в екотоні.

### Аналіз функціональних груп водоростей, екологічних та трофічних груп зоопланктону та іхтіофауни в межах екотону річка/річка (апробація комплексного методичного підходу)

Застосування методу функціональної діагностики водоростей дало можливість розшифрувати, які саме функціональні групи водоростей формувалися в межах екотону. За період досліджень фітопланктону загалом виділено 18 функціональних груп, за переважанням частки в загальній біомасі виокремлено дев'ять провідних груп водоростей, об'єднаних за функціональною, біотопічною, морфологічною та екологічною характеристиками (табл. 4), решта функціональних груп, присутність яких була епізодичною, а біомаса незначною, віднесена до категорії «інші».

Зоопланктон досліджених ділянок характеризувався значним екологічним різноманіттям. Загалом у його складі відмічені представники чотирьох екологічних груп, кожна з яких являє собою сукупність видів однієї або кількох життєвих форм: R — потамофільні види («річкові»),

Таблиця 4  
Провідні функціональні групи водоростей в екотоні Ірпінь/Буча

| Кодони               | F-фактор | Представники і біотопічна приуроченість                                                                                                                                                                                                                                                  |
|----------------------|----------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| T <sub>B</sub>       | F=5      | Діатомеї, приурочені до лотичних умов ( <i>Surirella</i> , <i>Nitzschia</i> , <i>Navicula</i> , <i>Gomphonema</i> , <i>Fragilaria</i> , <i>Achnanthes</i> )                                                                                                                              |
| D                    | F=4      | Діатомеї, приурочені до мілководних скаламучених біотопів ( <i>Cyclotella</i> , <i>Stephanodiscus</i> , <i>Skeletonema</i> , <i>Synedra</i> ),                                                                                                                                           |
| T <sub>D</sub>       | F=3      | Бентосні та епіфітні діатомеї у водотоках з повільною течією і наявністю макрофітів ( <i>Cocconeis</i> , <i>Caloneis</i> , <i>Cymatopleura</i> , <i>Pinnularia</i> , <i>Amphora</i> , <i>Stauroneis</i> , <i>Rhoicosphaenia</i> , <i>Gyrosigma</i> , <i>Epithemia</i> , <i>Diatoma</i> ) |
| P                    | F=3      | Діатомові і зелені водорості, що розвиваються в умовах евтрофного епілімніону ( <i>Melosira</i> , <i>Aulacoseira</i> , <i>Coelastrum</i> )                                                                                                                                               |
| W2                   | F=3      | Водорості мілководних мезотрофних, добре перемішуваних лімнофільних біотопів ( <i>Peridinium</i> , <i>Trachelomonas</i> )                                                                                                                                                                |
| J                    | F=2      | Зелені водорості в мілководних евтрофних зонах ( <i>Desmodesmus</i> , <i>Scenedesmus</i> , <i>Oocystis</i> , <i>Siderocelis</i> , <i>Crucigenia</i> , <i>Monoraphidium</i> , <i>Ankistrodesmus</i> та ін.)                                                                               |
| W1                   | F=1      | Евгленові водорості застійних зон з вмістом органіки ( <i>Euglena</i> , <i>Strombomonas</i> , <i>Phacus</i> , <i>Lepocinclis</i> )                                                                                                                                                       |
| W0 + Y <sub>pH</sub> | F=1      | Вольвоксові водорості застійних зон з надзвичайно високим органічним вмістом ( <i>Chlamydomonas</i> ) і збагачені Салужні зони ( <i>Phacotus</i> )                                                                                                                                       |
| L <sub>M</sub> + H1  | F=1      | Ціанобактерії — види літнього епілімніону в евтрофних умовах ( <i>Microcystis</i> ) і динітроген-фіксуючі види Nostocales ( <i>Anabaena</i> , <i>Aphanizomenon</i> )                                                                                                                     |

представники лотичних систем, L — лімnofільні види («озерні»), представники лентичних систем, Ff — фітофільні види, мешканці заростей макрофітів, Sh — представники мілководних застійних зон — види, які мешкають переважно на неглибоких ділянках, що добре прогриваються. У таблиці 5 наведено екологічні групи зоопланктону в екотоні Ірпінь/Буча.

У таблиці 6 наведено екологічні групи молоді риб в екотоні Ірпінь/Буча, які включали R — реофільні види, L — лімnofільні види та E — еврибіонти.

На рисунку 4 представлено посезонно формування біомаси фіто- і зоопланктону та іхтіофауни за участю відповідно частки функціональних груп водоростей та екологічних груп планктонних безхребетних і молоді риб.

Таблиця 5

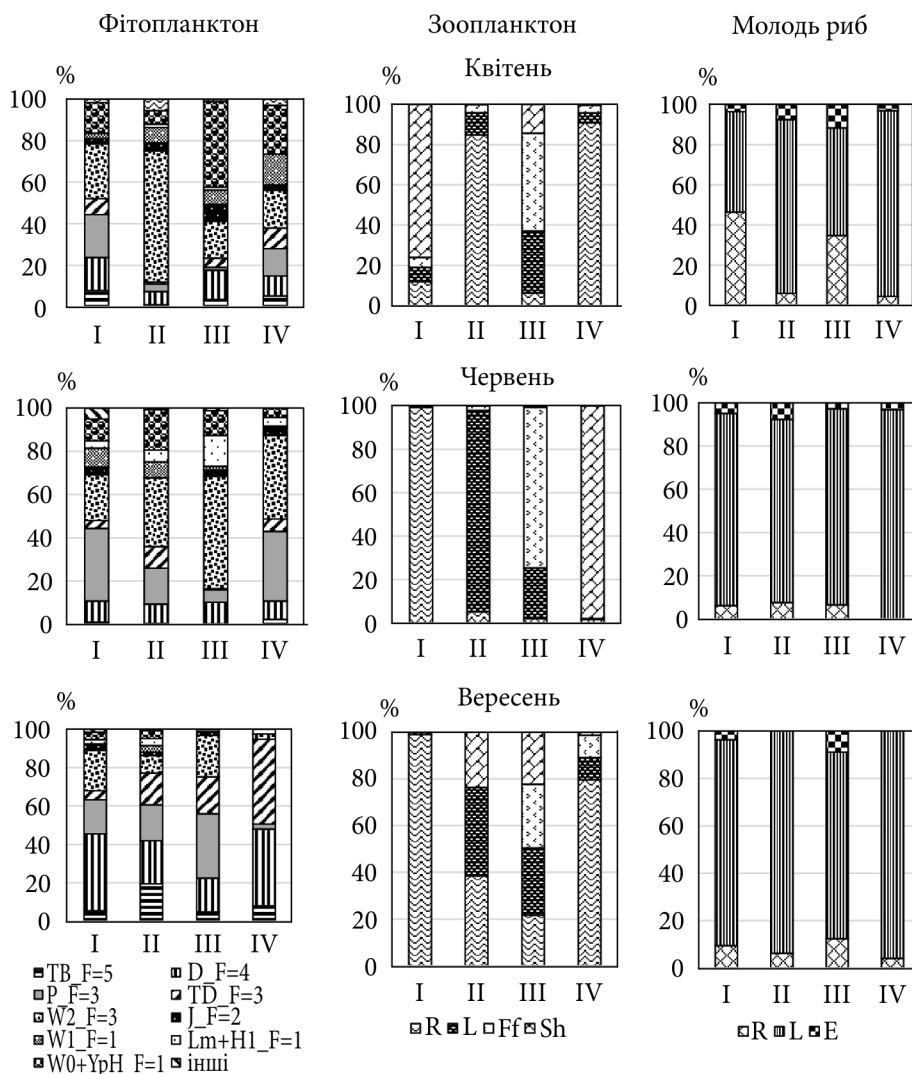
## Екологічні групи зоопланктону в екотоні Ірпінь/Буча

| Екологічні групи | Біотопічна приуроченість                  | Види                                                                                                                                                                                                                                                                                  |
|------------------|-------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| R                | Потамofільні види                         | Коловертки <i>Brachionus calyciflorus</i> , <i>B. diversicornis</i> , <i>B. quadridentatus</i> , гіллястовусі ракоподібні <i>Chydorus sphaericus</i> , <i>Bosmina longirostris</i> , веслоногі <i>Thermocyclops oithonoides</i>                                                       |
| L                | Лімnofільні види                          | Коловертки <i>Euchlanis dilatata</i> , <i>E. deflexa</i> , гіллястовусі ракоподібні <i>Acroperus harpae</i> , <i>Disparalona rostrata</i> , <i>Diaphanosoma brachyurum</i> , <i>Pleuroxus aduncus</i> , дорослі циклопи <i>Acanthocyclops vernalis</i> , <i>Mesocyclops leuckarti</i> |
| Ff               | Фітофільні види                           | <i>Graptoleberis testudinaria</i> , <i>Simocephalus vetulus</i> , циклопи <i>Macrocyclus albidus</i>                                                                                                                                                                                  |
| Sh               | Представники мілководних та застійних зон | Бделоїдні коловертки, веслоногі ракоподібні <i>Eucyclops serrulatus</i> , гіллястовусі ракоподібні <i>Daphnia longispina</i>                                                                                                                                                          |

Таблиця 6

## Екологічні групи молоді риб в екотоні Ірпінь/Буча

| Екологічні групи | Біотопічна приуроченість | Види                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                          |
|------------------|--------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| R                | Реофільні види           | <i>Alburnoides rossicus</i> , <i>Leuciscus leuciscus</i> , <i>Squalius cephalus</i> , <i>Gobio gobio</i> , <i>Neogobius fluviatilis</i> , <i>Petroleuciscus borysthenticus</i> , <i>Cobitis taenia</i>                                                                                                                                                                        |
| L                | Лімnofільні види         | <i>Tinca tinca</i> , <i>Carassius auratus</i> , <i>Alburnus alburnus</i> , <i>Leucaspis delineatus</i> , <i>Perca fluviatilis</i> , <i>Esox lucius</i> , <i>Blicca bjoerkna</i> , <i>Rhodeus amarus</i> , <i>Lepomis gibbosus</i> , <i>Scardinius erythrophthalmus</i> , <i>Rutilus rutilus</i> , <i>Pseudorasbora parva</i> , <i>Abramis brama</i> , <i>Percottus glenii</i> |
| E                | Еврибіонти               | <i>Proterorhinus semilunaris</i> , <i>Babka gymnotrachelus</i> , <i>Pungitius platygaster</i>                                                                                                                                                                                                                                                                                 |



**Рис. 4.** Сезонний аспект формування біомаси фітопланктону за часткою функціональних груп водоростей (див. табл. 4) і біомаси зоопланктону та іхтіофауни за часткою екологічних груп (див. табл. 5, 6) в екотоні Ірпінь/Буча

Навесні біомаса фітопланктону притоки була представлена на рівні 63 % динофітовими та евгленовими водоростями групи W2, в екотоні їхня частка знижувалась до 18 % і зростала роль вольвоксових водоростей застійних зон груп W0+Y<sub>pH</sub> на рівні 41 %, вище екотону основу біомаси формували представники групи W2 (26 %), діатомові і зелені водорості евтрофного епілімніону групи P (21 %), діатомові мілководних скаламучених біотопів групи D (16 %), а також вольвоксові груп W0+Y<sub>pH</sub> (15 %), нижче екотону роль динофітових і евгленових групи W2 зберігалася, як і в екотоні, на рівні 18 % та водоростей групи P — до 13 %, частка вольвок-

сових зростала до 23 %, завдяки надходженню з екотонної зони. Біомаса зоопланктону навесні була представлена екологічними групами, що склалися вище екотону в основному з представників мілководних зон *Daphnia longispina* (76 %), у притоці і нижче екотону переважали потамофільні види коловерток, гіллястовусі рачки *Chydorus sphaericus*, циклопи *Cyclops strenuus* (відповідно 85 і 91 %), в екотоні домінували *Ch. sphaericus* (49 %) і фітофільні види *Simocephalus vetulus* (31 %). Структуру риб на меандрованій ділянці р. Ірпінь вище екотону навесні формували в рівних частках реофільні і лімnofільні види (біля 47 %), у процесі скочування молоді риб вниз за течією частка реофілів у зоні екотону знижувалась до 34 %, нижче екотону — до 4 %, у притоці реофільні види були представлені на рівні 6 %. Гідрологічні умови весняної повені були більш сприятливими для розвитку лімnofільних видів, в притоці їхня частка складала 87 %, в екотоні — 53 %, нижче екотону збільшувалась до 92 %. Частка еврибіонтів, представники яких займали тимчасові біотопи з нестабільним рівнем води, була найвищою в екотоні — біля 11 %, на інших ділянках в межах — 3—7 %.

Влітку основу біомаси притоки формували динофітові й евгленові лімnofільних біотопів групи W2 (біля 32 %), вольвоксові водорості застійних зон груп W0+Y<sub>PH</sub> (19 %) та діатомові і зелені водорості евтрофного епілімніону групи P (17 %). В екотоні посилювалась роль представників групи W2 (до 52 %), а також ціанобактерій груп L<sub>M</sub>+H1 (на рівні 14 %), дещо знижувалась частка вольвоксових груп W0+Y<sub>PH</sub> (до 11 %). Вище екотону переважали діатомові і зелені водорості групи P (34 %), динофітові й евгленові групи W2 (21 %), діатомей мілководних скаламучених біотопів групи D і вольвоксові W0+Y<sub>PH</sub> (по 10 %). Нижче екотону основу біомаси фітопланктону визначали представники груп W2 і P — відповідно 39 і 32 %. Зоопланктон притоки був представлений лімnofільними видами *Acanthocyclops vernalis*, *Mesocyclops leuckarti* на рівні 93 %, в екотоні їхня частка скорочувалась до 23 % через розвиток фітофільних *Simocephalus vetulus* (до 74 %). Вище екотону в р. Ірпінь домінували потамофільні коловертки та гіллястовусі *Bosmina longirostris*, нижче екотону — представники мілководних застійних зон веслоногі ракоподібні *Eucyclops serrulatus*. Частка реофільних видів риб, представлених молоддю щипавки та головня, в літній період у зоні екотону була незначною — 6—8 %, що пов'язано з міграційним переміщенням лімnofільних видів в більш глибоководні зони, нижче екотону вони не зареєстровані. Структуру угруповань формували переважно лімnofільні види, частка яких коливалася в межах 85—97 % за домінування гірчака та плітки — відповідно 22—55 і 13—28 %.

Восени алогенний фітопланктон притоки формували переважно діатомові різноманітних біотопів, що належать до груп D (23 %), T<sub>B</sub> і P (по 19 %), T<sub>D</sub> (17 %). В екотоні роль діатомей груп D, P і T<sub>D</sub> зберігалася відповідно на рівні 18, 33 і 19 % та супроводжувалася вегетацією динофітових та евгленових групи W2 (до 22 %). Вище екотону основу біомаси формували представники діатомових груп D і P відповідно 40 і 18 %, а

також динофітові і евгленові групи W2 (21 %), які розвивалися в екотоні. Нижче екотону домінували бентосні й епіфітні діатомеї водотоків з повільною течією і наявністю макрофітів групи T<sub>D</sub> та діатомові водорості мілководних скаламучених зон групи D відповідно на рівні 44 і 40 %. В зоопланктоні восени переважали потамофільні види коловерток, вище екотону — на рівні 98 %, нижче екотону їхня частка не суттєво знижувалася до 79 %. Хоча з притоки надходив комплекс потамофільних і лімnofільних видів та організмів мілководних застійних зон у співвідношенні 37:37:26 %, у зоні екотону майже в рівних частках розвивалися представники усіх екологічних груп. В осінній період на всіх ділянках спостерігалось істотне домінування лімnofільних видів молоді риб в межах 80—96 % за участю гірчака європейського на рівні 13—52 %, найнижчі значення зареєстровано в екотоні, найвищі — нижче екотону. Найбільшу частку реофільних видів зареєстровано в межах екотону — біля 13 %.

Аналіз трофічних взаємозв'язків угруповань планктонної ланки показав, що в екотонній зоні відбувається перерозподіл та трансформація потоків органічної речовини в сезонному аспекті. Доступність споживання гідробіонтами за трофічним ланцюгом вказує варіювання середньої маси клітин фітопланктону посезонно (B/N): навесні — в межах  $0,81—1,99 \times 10^{-6}$  мг/кл з найнижчим значенням в гирлі притоки, влітку —  $0,45—1,32 \times 10^{-6}$  мг/кл з найнижчим значенням в екотоні, восени —  $0,55—1,34 \times 10^{-6}$  мг/кл з найнижчим значенням вище екотону. У літній та осінній періоди зменшення середньої маси клітин фітопланктону в екотоні супроводжується зростанням частки нанопланктофагів у складі зоопланктону, що свідчить про доступність першопродуцентів. Це, зі свого боку, відображається у збільшенні частки планктофагів поміж молоді риб, що демонструє нормальне функціонування трофічного ланцюга. На відміну від цього, навесні, за умов інтенсивного водообміну, спостерігається розрив між трофічними рівнями: структура фітопланктону менш стабільна, а частка спеціалізованих споживачів знижена. Отже, ефективність передачі енергії в екотоні є сезонно залежною і максимізується в умовах стабільного гідрологічного режиму та відіграє роль у підтримці біопродуктивності річкової системи.

Проаналізовано вплив абіотичних чинників планктонної ланки в межах екотону. Кореляційний аналіз показав, що біомаса реофільних видів риб позитивно пов'язана зі швидкістю течії ( $r = 0,759$ ;  $p \leq 0,05$ ), що відображає їхню приуроченість до ділянок із збереженим русловим гідродинамічним режимом. Водночас виявлено негативний зв'язок з проєктивним покриттям макрофітів ( $r = -0,523$ ;  $p \leq 0,05$ ), що вказує на обмеження розвитку реофільних видів у зарослих макрофітами, гідравлічно-сповільнених біотопах. У межах екотону ці залежності проявляються як просторове розмежування угруповань, що узгоджується з сезонною динамікою, за якої навесні, в умовах підвищеного стоку, зростає роль реофілів, тоді як у літньо-осінній період, при стабільному гідрологічному режимі, домінують лімnofільні види. Додатково виявлено кореляційні за-

лежності для окремих компонентів планктонної ланки (зоопланктону та фітопланктону), які відображають вплив гідродинамічних і біотопічних чинників, однак мають допоміжний характер і не визначають основних закономірностей формування угруповань у межах екотону.

### Обговорення результатів досліджень

Отримані результати підтверджують, що зона злиття річок функціонує як динамічний екотон, у якому структура планктонних угруповань визначається співвідношенням транзитних і локальних процесів. Подібний підхід узгоджується з концепцією річкового континууму [34], відповідно до якої біота річок формується під впливом поздовжніх градієнтів, але водночас уточнює її, демонструючи, що у вузлових ділянках річкової мережі відбувається локальне порушення цієї континуальності. У період весняної повені, в умовах підвищеного водообміну та вирівнювання гідрологічних характеристик, екотон виявляє переважно транзитні властивості. Це проявляється у високій подібності видового складу планктону в притоках і нижче за течією, що свідчить про домінування процесів перенесення організмів водним потоком над їх локальним розвитком. Подібні явища описані для річкових мереж як ефект «гідрологічного згладжування», коли інтенсивний стік зменшує просторову диференціацію угруповань [14, 35]. Подібна роль вузлових ділянок руслової мережі відмічалась і в регіональних дослідженнях, де показано, що руслові екотони можуть виступати зонами перебудови планктонних угруповань навіть за відносно стабільних гідрологічних умов [7, 30]. Наші дослідження показали, що у період весняної повені такі ділянки можуть виконувати переважно транзитну функцію, тоді як у літньо-осінній період — переходити до режиму акумуляції та вибіркового розвитку окремих таксонів, що підтверджено й іншими дослідниками [20, 35].

На відміну від цього, у літньо-осінній період, за зниження витрат води та послаблення течії, спостерігається чітка перебудова структури планктонних угруповань у межах екотону. Зростає відмінність між складом фітопланктону і зоопланктону у притоках і в зоні нижче злиття, що свідчить про посилення локальних процесів — розвитку, відбору та накопичення окремих таксонів. Це узгоджується з уявленнями про екотони як «гарячі точки» біопродукції та біогеохімічної активності [25, 37], де поєднання ресурсів з різних джерел стимулює локальний розвиток біоти. Подібні механізми локального розвитку фітопланктону в руслових екотонах були показані також для інших річок України, де встановлено посилення продукційних процесів у перехідних ділянках русла [30]. Таким чином, екотон переходить у режим, в якому він функціонує не лише як зона змішування, але і як середовище вибіркового розвитку, де формуються специфічні угруповання, відмінні від вихідних.

Таке сезонне переключення функціональної ролі узгоджується з уявленнями про екотони як зони підвищеної просторово-часової мінливості, у яких напрямок та інтенсивність процесів визначаються гідрологічним режимом [35]. Водночас отримані дані дозволяють уточнити ці

уявлення для лотичних систем, показуючи, що екотони типу річка/річка можуть змінювати свою роль від транзитної до акумулятивної залежно від сезонних змін стоку. Це наближає їх до функціонування заплавних екотонів, де подібні процеси описані в рамках концепції паводкового імпульсу [20], проте у випадку злиття річок ці процеси реалізуються в межах руслової мережі. Аналогічні процеси описані також для зон злиття як вузлів екологічної зв'язності, де змінюється співвідношення імпорту та локальної продукції як на рівні екосистеми [28], так і на рівні окремих видів [13].

Важливим результатом є також встановлення зв'язку між структурою планктонних угруповань і розподілом молоді риб. Подібні зв'язки широко висвітлені в гідроекологічних дослідженнях, де підкреслюється роль локальної продуктивності та гідродинамічних умов у формуванні кормової бази і виживанні ранніх стадій риб [26, 38]. У періоди, коли екотон функціонує як зона накопичення та розвитку планктону, створюються сприятливі умови для нагулу ранніх вікових груп. Підвищення щільності кормової бази, зниження швидкості течії та наявності мікрогетерогенності середовища сприяють концентрації молоді риб у таких ділянках. Отримані результати узгоджуються із сучасними даними щодо структури іхтіофауни басейну р. Ірпінь, де показано тісний зв'язок розподілу риб із гідрологічною неоднорідністю середовища та наявністю локальних біотопів [2, 27]. Видовий склад та екологічні особливості риб також відповідають узагальненим уявленням про іхтіофауну європейських прісних вод [17, 22]. Отже, екотон виконує роль локального осередку, де поєднуються трофічні та захисні умови, необхідні для виживання молоді.

Водночас ці самі властивості можуть сприяти закріпленню і поширенню чужорідних видів. Уповільнення течії та підвищення продуктивності створюють сприятливі умови для видів із широкою екологічною пластичністю, які здатні швидко освоювати нові біотопи. Подібна роль екотонів як «воріт інвазій» відмічається в сучасних дослідженнях, де показано, що перехідні зони характеризуються підвищеною інвазійною сприйнятливістю [29]. У контексті річкових систем це означає, що саме вузлові ділянки мережі можуть відігравати ключову роль у поширенні чужорідних видів уздовж течії [12]. Ці процеси можуть посилюватися в умовах антропогенних порушень, зокрема трансформації гідрологічного режиму та структури біоти, що відмічено для водних екосистем України в останні роки [11, 24].

Отримані результати також мають значення для розуміння простої організації річкових екосистем. Екотони типу річка/річка можна розглядати як вузлові елементи річкової мережі, в яких відбувається перерозподіл речовини та організмів, що узгоджується із сучасними уявленнями про річки як ієрархічно організовані мережі взаємопов'язаних ділянок [14]. Залежно від гідрологічних умов у їхніх межах можуть переважати або процеси перенесення організмів вниз за течією, або процеси їх затримання і трансформації угруповань, що в підсумку впливає на формування біоти на нижче розташованих ділянках. Важливими чинника-

ми, що підсилюють просторову неоднорідність сучасних річкових систем, є антропогенні, зокрема воєнні впливи, які призводять до зміни гідроморфологічних характеристик водотоків і, відповідно, структури екотонів [11, 19].

Узагальнюючи, можна стверджувати, що зона злиття річок є не просто ділянкою контакту двох водотоків, а динамічною екотонною системою, функціональна роль якої визначається співвідношенням процесів перенесення та локального розвитку біоти. Сезонна зміна цього співвідношення зумовлює перебудову планктонних угруповань і пов'язаних з ними компонентів екосистеми, зокрема молоді риб, що підкреслює необхідність врахування екотонної структури при аналізі та управлінні річковими системами.

### **Висновки**

Зона злиття річок у системі Ірпінь — Буча функціонує як динамічний екотон, в якому структура планктонних угруповань визначається співвідношенням процесів перенесення організмів водним потоком і їх локального розвитку. Отримані результати показали, що функціональна роль такого екотону не є сталою, а змінюється залежно від гідрологічного режиму.

У період весняної повені екотон проявляє переважно транзитні властивості: структура фітопланктону і зоопланктону визначається масоперенесенням організмів із приток, а відмінності між ділянками згладжуються. У літньо-осінній період, в умовах зниження стоку і послаблення течії, екотон переходить у режим акумуляції, коли посилюються процеси локального розвитку, відбору та накопичення окремих таксонів, що призводить до формування специфічних угруповань.

Встановлено, що зміни структури планктонних угруповань у межах екотону безпосередньо пов'язані з умовами існування молоді риб. У періоди акумуляції створюються сприятливі умови для її нагулу через підвищення кормової бази та зниження гідродинамічного стресу. У такий спосіб, екотон виконує функцію локального осередку підтримання ранніх вікових груп риб.

Водночас показано, що екотонні зони характеризуються підвищеною проникністю для чужорідних видів. Поеднання високої продуктивності, мікрогетерогенності середовища та зниженої швидкості течії створює умови для їх закріплення і подальшого поширення. Це свідчить про двоїсту роль екотонів — як осередків підтримання аборигенних угруповань і потенційних центрів інвазій.

Узагальнюючи отримані дані, можна розглядати екотони типу річка/річка як вузлові елементи річкової мережі, які регулюють просторову організацію біоти. Залежно від гідрологічних умов вони можуть функціонувати як зони транзиту або як зони акумуляції та трансформації угруповань, визначаючи структуру біоти на нижче розташованих ділянках.

Отримані результати розширюють уявлення про функціональну роль річкових екотонів і підкреслюють необхідність врахування їхньої

сезонної динаміки при дослідженні та управлінні водними екосистемами, особливо в умовах антропогенно зміненого гідрологічного режиму.

#### Список використаної літератури

1. Зимбалева Л.Н. Фитофильные беспозвоночные равнинных рек и водохранилищ (Экологический очерк). Киев: Наук. думка, 1981. 216 с.
2. Куцоконь Ю.К., Циба А.А., Скворчинський А.О. Зміни видового складу іхтіофауни Ірпіння (басейн Дніпра) протягом останнього століття. *Наук. вісник Чернів. ун-ту. Біологія. (Біологічні системи)*. 2012. Т. 4, № 4. С. 507—510.
3. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / За ред. В.Д. Романенка. Київ: Логос, 2006. 408 с.
4. Мовчан Ю.В. Риби України (визначник-довідник). Київ: Золоті ворота, 2011. 444 с.
5. Пашкова О.В. Об экологической классификации придонного животного населения мелководий днепровских водохранилищ. *Гидробиол. журн.* 1985. Т. 21, № 5. С. 74—79.
6. Романь А.М. Метод застосування сачка як знаряддя для збору іхтіологічного матеріалу. Сучасні проблеми теоретичної і практичної іхтіології: Матеріали IX Міжнар. іхтіол. наук.-практ. конф. (14—16 вер. 2016, м. Одеса). Одеса: ТЕС, 2016. С. 228—229.
7. Середа Т.М., Гулейкова Л.В., Мантурова О.В., Гупало О.О. Механізми формування планктонних угруповань у руслових екотонах (на прикладі річки Горинь). Матеріали IX з'їзду Гідроекол. тов. України. (18—20 вер. 2024 р., м. Дніпро). Дніпро, 2024. С. 59—61.
8. Середа Т.М., Мантурова О.В., Афанасьєв С.О. Зміни структурних показників фітопланктону р. Дніпро в районі м. Херсон після руйнування греблі Каховської ГЕС. *Екол. науки*. 2025. № 4, вип. 61. С. 156—161.
9. Харченко Т.А. Концепция экотон в гидробиологии. *Гидробиол. журн.* 1991. Т. 27, № 4. С. 3—9.
10. Харченко Т.А. Экологические основы функционирования речных экосистем. Киев: Наук. думка, 1991. 176 с.
11. Afanasyev S.O. Impact of war on hydroecosystems of Ukraine: conclusion of the first year of the full-scale invasion of russia (a review). *Hydrobiol. J.* 2023, Vol. 59, N 4, P. 3—16.
12. Afanasyev S., Hupalo O., Tymoshenko N. et al. Morphological and trophic features of the invasive *Babka gymnotrachelus* (Gobiidae) in the plain and mountainous ecosystems of the Dniester Basin: spatiotemporal expansion and possible threats to native fishes. *Fishes*. 2023, 8 (9), art. no. 427.
13. Afanasyev S., Lietytska O., Golub O. et al. New findings of white clawed crayfish, *Austropotamobius pallipes* (Decapoda, Astacidae), and peculiarities of its spatial distribution in Neretvica (Bosnia and Herzegovina). *Zoodiversity*. 2021. Vol. 55 (4). P. 285—294.
14. Altermatt F. Diversity in riverine metacommunities: a network perspective. *Aquat. Ecol.* 2013. Vol. 47. P. 365—377.
15. Borics G., Várbiro G., Grigorszky I. et al. A new evaluation technique of potamoplankton for the assessment of the ecological status of rivers. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 2007. Vol. 161, N 3—4. P. 465—486.
16. Ecotones: the role of landscape boundaries in the management and restoration of changing environments / Ed. by M.M. Holland & R.J. Naiman. *Biology International*. 1988. Special Iss. 17. P. 47—106.
17. Froese R., Pauly D. 2023. FishBase. World Wide Web electronic publication. [www.fishbase.org](http://www.fishbase.org), version (02/2023).
18. Guiry G.M., Guiry M.D. AlgaeBase. World-wide electronic publication. Galway: Nat. Univ. Ireland, 2025. <http://www.algaebase.org>

19. Ivanova N.O., Dubniak S.S., Zorina-Sakharova K.Ye. et al. Hydrological and morphological characteristics of the water bodies of the Irpin river basin in view of hostilities' impact. *Hydrobiol. J.* 2024. Vol. 60, N 6. P. 73—87.
20. Junk W.J., Bayley P.B., Sparks R.E. The flood pulse concept in river-floodplain systems. 1989. P. 110—127.
21. Kosates A. Ekoloji ve Çevre Biyolojisi. Ege Üniversitesi Fen Fakültesi Ders Kitap - ları Serisi, Ege Üniversitesi Basımevi, 2008. İzmir. 585 pp.
22. Kottelat M., Freyhof J. Handbook of European freshwater fishes. Publ. Kottelat, Cornol, Switzerland. 2007. P. 646.
23. Naiman R.J., Decamps H. The ecology of interfaces: riparian zones. *Ann. Rev. Ecol. System.* 1997. 28 P. 621—658.
24. Nezbrytska I., Bilous O., Sereda T. et al. Effects of war-related human activities on microalgae and macrophytes in freshwater ecosystems: A case study of the Irpin River Basin, Ukraine. *Water.* 2024. Vol. 16: 3604.
25. Odum E.P. Ecology: The link between the natural and the social sciences. New York: Holt, Rinehart and Winston. 1975. 244 p.
26. Pettit N.E., Naiman R.J., Warfe D.M. Connectivity in floodplain rivers: linking ecological processes to river management. *Front. Ecol. Environ.* 2017. Vol. 15. P. 38—46.
27. Prychepa M.V., Kovalenko Yu.O., Nezbrytska I.M. et al. Structure and distribution of ichthyofauna in the Irpin River Basin after the hostilities' cessation in its catchment area. *Hydrobiol. J.* 2025. Vol. 61, N 1. P. 13—27.
28. Rice S.P., Greenwood M.T., Joyce C.B. Tributaries, sediment sources, and the longitudinal organization of macroinvertebrate fauna along river systems. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 2008. Vol. 65(12). P. 2512—2523.
29. Sánchez-Hernández J. Fresh perspectives on the River Continuum Concept require trophic ecology approaches focussed on food web structure and energy mobilisation routes. *J. Anim. Ecol.* 2023. 92(5). P. 957—964.
30. Sereda T.M., Manturova O.V., Usov O.Ye. Patterns of phytoplankton and microphtobenthos development in channel ecotones in the Goryn River. *Hydrobiol. J.* 2024. Vol. 60, N 1. P. 28—42.
31. Shevchenko T.F., Klochenko P.D., Sereda T.M. Phytoplankton annual dynamics and ecological characteristics in the Irpin River (Ukraine) prior to the beginning of military activities. *Ibid.* 2024. Vol. 60, N 3. P. 26—44.
32. Shevchenko T.F., Sereda T.M., Nezbrytska I.M. et al. Changes in phytoplankton of the Irpin River (Ukraine) as a result of military activities in its basin. *Ibid.* 2024. Vol. 60, N 4. P. 24—37.
33. Shevtsova L.V., Guleykova L.V. Long-term dynamics of zooplankton of the Desna river. *Ibid.* 2005. Vol. 41, N 4. P. 3—14.
34. Vannote R.L., Minshall G.W., Cummins K.W. et al. The river continuum concept. *J. Fish. Aquat. Sci.* 1980. Vol. 37. P. 130—13.
35. Ward J.V., Tockner K., Schiemer F. Biodiversity of floodplain river ecosystems: ecotones and connectivity. *Regulated Rivers: Research & Management.* 1999. Vol. 15, N 1—3. P. 125—139.
36. Ward J.V., Wiens J.A. Ecotones of riverine ecosystems: Role and typology, spatio-temporal dynamics, and river regulation. *Ecohydrol. Hydrobiol.* 2001. Vol. 1, N 1. P. 25—36.
37. Wetzel R.G. Land-Water Interfaces: Metabolic and Limnological Regulators. *Verh. Int. Ver. Limnol.* 1990. 24. P. 6—24.
38. Zalewski M., Puchalski W., Frankiewicz P., Bis B. Riparian ecotones and fish communities in rivers — Intermediate complexity hypothesis'. *Rehabilitation of Freshwater Fisheries, Fishing News Books / Ed. by I.G. Cowx.* 1994. P. 152—160.

Надійшла 20.04.2026

*T.M. Sereda*, PhD (Biol.), Senior Researcher,  
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,  
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine  
e-mail: seredatm@ukr.net  
ORCID: 0000-0003-2679-4008

*L.V. Guleikova*, PhD (Biol.), Senior Researcher,  
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,  
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine  
e-mail: liudmyla.guleikova@gmail.com  
ORCID 0009-0001-6581-5564

*M.V. Prychepa*, PhD (Biol.), Researcher,  
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,  
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine  
e-mail: prichepa1987@ukr.net  
ORCID: 0000-0002-3114-2402

*Yu.O. Kovalenko*, PhD (Biol.), Junior Researcher,  
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,  
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine  
e-mail: kovalenkoyulia888@gmail.com  
ORCID: 0000-0003-4818-4542

*S.O. Afanasyev*, Dr. Sci. (Biol.), Prof., Acad. of the NAS of Ukraine,  
Chief Researcher,  
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,  
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine  
e-mail: safanasyev@ukr.net  
ORCID: 0000-0002-5247-3542

#### RIVER CONFLUENCE AS A DYNAMIC ECOTONE: SEASONAL RESTRUCTURING OF PLANKTON COMMUNITIES (IRPIN — BUCHA RIVER SYSTEM)

The paper presents the results of research on the structural indicators of phyto- and zooplankton and juvenile fish of the Irpin River in the area of the Bucha River confluence in a seasonal aspect. In order to clarify the features and mechanisms of the formation of the taxonomic structure of the plankton link in the gradient-spatial boundaries in the river/river ecotone, a comprehensive methodological approach was tested based on functional groups of algae and ecological and trophic groups of zooplankton and juvenile fish. Correlation analysis and trophic relationships of the plankton link demonstrated the buffering role of the river/river ecotone, in the zone of which the species structure of phyto- and zooplankton changes in summer and autumn and the restructuring of dominant complexes occurs under the influence of allogeneic plankton of the tributary; in spring, the influence of the tributary is leveled by the intensive water exchange of flood waters with the channel system of the Irpin River. The degree of overgrowth of the main river bed with macrophytes and the influence of the transformed tributary played a decisive role in the formation of the structure of young fish, at the mouth of which, due to the hydrodynamic features of the mixing of water masses, favorable conditions were created for a significant diversity of ichthyofauna with the highest indicators in the ecotone: in the spring due to the development of rheophilic fish species, in the summer and autumn — representatives of limnophilic fish species.

**Keywords:** planktonic communities, phytoplankton, zooplankton, juvenile fish, ecotones, seasonal aspect, the Irpin River, the Bucha River, the Dnieper River basin.

УДК 574.52

**В.Г. ДЯДИЧКО**, к. б. н., ст. наук. співроб.,  
Інститут морської біології НАН України,  
вул. Італійська, 37, Одеса, 65048, Україна  
e-mail: wasilij@te.net.ua  
ORCID 0000-0003-1417-4442

**Ю.В. КИРИЛОВА**, д.-р. філософ., м. н. с.,  
Інститут морської біології НАН України,  
вул. Італійська, 37, Одеса, 65048, Україна  
e-mail: kyryllova\_julia@ukr.net  
ORCID 0000-0002-3665-4749

## БАГАТОРІЧНА ДИНАМІКА ЗООПЛАНКТОНУ ДНІСТРОВСЬКОГО ЛИМАНУ

---

*Простежено сезонні та міжрічні зміни таксономічної структури, чисельності та біомаси зоопланктону Дністровського лиману у 2007, 2008 та 2017—2022 роках. За період дослідження в зоопланктоні відмічені організми 63 таксонів. Структура угруповання відповідає евтрофним умовам, тому що головну роль у формуванні біомаси зоопланктону відігравали коловертки (Rotifera), а вже потім — веслоногі (Copepoda) та гіллястовусі (Cladocera) ракоподібні. Серед зареєстрованих зоопланктонів були як типові мешканці естуарних акваторій, так і представники морського зоопланктону. Всі зареєстровані зоопланктонти входять до складу кормової бази риб-планктофагів. Для зоопланктону Дністровського лиману характерний весняний та осінній максимуми розвитку. Багаторічна динаміка біомаси зоопланктону Дністровського лиману характеризується поступовим зменшенням від 1950-х років до 2000 р., далі йде період низьких значень в межах 0,5—1,5 г/м<sup>3</sup> та зростання в 4—5 разів — у 2021—2022 рр. В період 2007—2022 рр. структура угруповання зоопланктону в лимані не зазнала суттєвих змін.*

**Ключові слова:** зоопланктон, біомаса, чисельність, продукція, Дністровський лиман, евтрофікація

Дністровський лиман — друга за величиною (після Дніпровсько-Бузького лиману) водойма північно-західного Причорномор'я. Відноситься до лиманів відкритого типу. З'єднується лиман із Чорним морем через Цареградське гирло [1, 9]. У місці впадання Дністра в лиман утворилися дельта та підводна коса, що ділить лиман на дві частини [27].

Максимальна довжина Дністровського лиману приблизно 43 км, ширина — від 4,5 км до 12 км, площа водного дзеркала — 418 км<sup>2</sup>, об'єм во-

---

Ц и т у в а н н я: Дядичко В.Г., Кириллова Ю.В. Багаторічна динаміка зоопланктону Дністровського лиману. *Гідробіол. журн.* 2026. Т. 62, № 5. С. 27—42.

ISSN 0375-8990. Гідробіологічний журнал. 2026. 62(5)

дної маси — 0,54 км<sup>3</sup>. Водойма мілководна, середня глибина становить 1,5 м, максимальна — 4 м [2, 5, 6].

Вирішальну роль у функціонуванні екосистеми Дністровського лиману відіграє постійне оновлення водних мас внаслідок річкового стоку і водообміну з морем. Річка Дністер приносить у Дністровський лиман за рік у середньому понад 10 км<sup>3</sup> води. В окремі роки обсяг річкового стоку може зменшуватися до 4,5 км<sup>3</sup> або збільшуватися до 19,3 км<sup>3</sup> [21—23, 25].

До погіршення екологічного стану Дністровського лиманно-гирлового комплексу призвело будівництво Дубоссарського (1955 р.), а пізніше і Новодністровського водосховищ (1981 р.), що викликало скорочення надходження води. Якщо в 1965—1971 рр. середньорічний річний стік складав 12 км<sup>3</sup>, то в 1982—2000 рр. — 6,5—10,4 км<sup>3</sup>, а річний водообмін лиману скоротився з 19- до 14-кратного, що спричинило наростання евтрофікації екосистеми [4, 7, 8, 18, 21, 24, 27].

Отже, зарегулювання водного стоку Дністра каскадом водосховищ повністю змінило гідрологічний режим самої річки, її дельтової частини та Дністровського лиману [8, 18].

На всі ці зміни реагують гідробіоти, зокрема угруповання зоопланктону. Зоопланктон Дністровського лиману має півсторічну історію дослідження, яку продовжує наша робота.

У 1950—1960-х роках зоопланктон Дністровського лиману був представлений переважно прісноводними формами і включав до 25 таксонів [22]. За даними Ю.М. Марковського [13], у Дністровському лимані за часів «екологічної норми» (50-ті роки ХХ ст.) існували два біоценози зоопланктонів, які в різний час займали неоднакові частини акваторії та дещо змішувалися в зонах стику. Ці біоценози він назвав «ценоз *Calanipeda* + *Heteroscope*» та «ценоз *Acartia*». До першого з них входять організми прісноводно-солонуватоводного та олігогалинного комплексу з деякою часткою прісноводних та еврігалинних, до другого — оліго-мезогалинні та морські планктони [20, 22].

У період антропогенного евтрофування, у другій половині ХХ ст., частка *Soropoda* від загальної біомаси зоопланктону різко зменшилась, основну роль у формуванні біомаси стали відігравати короткоциклічні організми — *Tintinnina* та *Rotifera*. Ці зміни були особливо помітні в 1970-х роках [20, 22].

У 1970—1980-х роках зоопланктон лиману був представлений 49 таксонами, причому більше половини становили морські види [22]. Для періодів опріснення водойми була характерна більш висока біомаса зоопланктону (3—10 г/м<sup>3</sup>), для періодів осолонення — низька (до 0,5 г/м<sup>3</sup>).

У літній період 2003—2004 рр. у зоопланктоні лиману було відмічено 76, а у нижній частині Дністра — 48 таксонів. Основу угруповання формували коловертки (56 % від загальної кількості таксонів), гіллястовусі (18 %) та веслоногі (12 %) ракоподібні. У лимані переважали прісноводні види, а частка солонуватоводних та морських видів була менш значною, ніж раніше. Морський комплекс був представлений *Noctiluca scintillans* (Macartney) Kofoid & Swezy, 1921, *Tintinnopsis meunieri* Kofoid & Campbell,

1929, *Tintinnopsis lobiancoi* Daday, 1887, *Tintinnopsis urnula* Meunier, 1910, *Acartia clausi* Giesbrecht, 1889, *Acartia tonsa* Dana, 1849—1852 та личинками *Balanus* Costa, 1778. *T. lobiancoi*, *T. urnula*, а також *A. tonsa* були зареєстровані в лимані вперше. Район розповсюдження *N. scintillans*, *T. lobiancoi*, *T. urnula*, *A. clausi* та *A. tonsa* був обмежений лише південною частиною лиману, а *T. meunieri* і личинки *Balanus* фіксувалися по всій акваторії.

Середня чисельність літнього зоопланктону у Дністровському лимані у 2003 р. становила 2459 тис. екз/м<sup>3</sup>, біомаса — 2,768 г/м<sup>3</sup>, а в 2004 р. — 170,6 тис. екз/м<sup>3</sup> та 0,861 г/м<sup>3</sup> [14].

У травні 2015 р. у складі зоопланктону Дністровського лиману були зареєстровані організми, що відносяться до 24 таксонів. Якісний склад зоопланктону формували прісноводні та прісноводно-солонуватоводні організми (*Asplanchna priodonta* Gosse, 1850, *Filinia longiseta* Ehrenberg, 1834, *Keratella valga valga* (Ehrenberg, 1834), *Diaptomus gracilis* Sars G.O., 1863 та ін.).

Кількісні показники зоопланктону зростали в напрямку від гирла річки до середньої частини лиману. Зоопланктон нижнього Дністра в цей період характеризувався найнижчим значенням загальної чисельності — 3,65 тис. екз/м<sup>3</sup>. Домінували *A. priodonta* та *Bosmina longirostris* O.F. Müller, 1785 (по 1,1 тис. екз/м<sup>3</sup>). Основу біомаси формували личинки Diptera (0,12 г/м<sup>3</sup>).

У верхній частині лиману (Карагольська затока) чисельність та біомаса зоопланктону були значно більшими (100 тис. екз/м<sup>3</sup> та 0,52 г/м<sup>3</sup>). Основу кількісних показників формували *Brachionus quadridentatus* Schmarda, 1859 (чисельність — 42 тис. екз/м<sup>3</sup>, біомаса — 0,16 г/м<sup>3</sup>) та *A. priodonta* (чисельність — 13 тис. екз/м<sup>3</sup>, біомаса — 0,25 г/м<sup>3</sup>). Крім того, велику чисельність мали *F. longiseta* (35 тис. екз/м<sup>3</sup>) та коловертки Rotifera (14 тис. екз/м<sup>3</sup>). У формуванні біомаси, крім вищезгаданих, помітну частку складали Cyclopoida (0,03 г/м<sup>3</sup>).

Найбільші значення загальної біомаси зоопланктону спостерігалися в середній частині лиману (район м. Овідіополь) — 4,26 г/м<sup>3</sup>, але його чисельність тут була нижчою, ніж у Карагольській затоці (51,2 тис. екз/м<sup>3</sup>). В районі с. Роксолани було відмічено найбільш високе значення загальної чисельності і біомаси зоопланктону (440 тис. екз/м<sup>3</sup> і 2,9 г/м<sup>3</sup>).

На всій акваторії лиману в пробах зоопланктону домінували кормові для риб організми — коловертки, веслоногі ракоподібних та личинки двокрилих. Стан кормової бази риб-планктофагів у пониззі Дністра та верхів'ях Дністровського лиману навесні 2015 р. оцінювався як добрий [4, 8, 21—23].

Отже, за останні півстоліття в лиманно-гирловому комплексі Дністра відбулася поступова зміна складу і чисельності зоопланктону. В період з 1950-х по 2000-ні роки простежується тенденція до загального зниження біомаси та продукції. Так, у 1950-х роках середньорічна біомаса коливалася в межах 1,2—3,6 г/м<sup>3</sup>, у 1970—1980-х — 0,9—1,8 г/м<sup>3</sup>, у 1990-х вона становила 0,681 г/м<sup>3</sup>, а в 2000-х — не перевищувала 0,4—0,9 г/м<sup>3</sup>. Отже, за

50 років середньорічна біомаса зоопланктону в Дністровському лимані знизилася майже вдвічі — з 976 т до 490 т, а річна продукція — з 29 280 до 14 700 т [4, 8, 14, 19, 21—23, 27, 29]. За наступні десять років не було опубліковано жодної статті, присвяченої вивченню структури та кількісних показників зоопланктону Дністровського лиману.

Актуальність роботи полягає в тому, що визначення різноманіття та біомаси зоопланктону Дністровського лиману має велике значення для розуміння особливостей функціонування його екосистеми [19]. Тому метою дослідження було встановлення таксономічного складу зоопланктону та визначення його кількісних показників (чисельності, біомаси та продукції) на сучасному етапі розвитку екосистеми Дністровського лиману.

### Матеріал і методика досліджень

Для збору проб зоопланктону використовували сітку Джеді (отвір 0,1 м<sup>2</sup>, розмір вічка 150 мкм), верхній діаметр якої становив 36 см [26, 28]. Проби відбирали фільтраційним методом: на кожній станції фільтрували 100 л води. Схема станцій представлена на рисунку 1.

Всього було опрацьовано 92 проби зоопланктону. У 2007 р. проби відбирали у квітні та липні на станціях 1 (Маяки), 2 (Карагольська затока), 3 (Надліманське — Овідіополь), 4 (Роксолани), 5 (протока) (всього 13 проб); у 2008 р. — у травні на станціях 1, 2, 3, 4, 6 (Затока) (6 проб); у 2017 р. — у червні на станціях 1—6, Шабо (7), Білгород-Дністровський (8), М1, М2 (море) (16 проб); у 2018 р. — у липні та жовтні на станціях «канал» (9) та «відвал» (10) (6 проб); у 2019 р. — у травні на станціях 9 та 10 (6 проб); у 2021 р. — у квітні, травні, липні та вересні на станціях 1, 3, 7, 8, 9, 10 (43 проби); у 2022 р. — у травні на станціях 3 та 4 (2 проби).

Для фіксації проб зоопланктону використовували нейтралізований 4%-вий формальдегід. Далі після рівномірного перемішування організмів у мірному стакані з допомогою штемпель-піпетки відібрали підпробу об'ємом 1 мл. Відібрані піпеткою організми переносили до камери Богорова для кількісного обліку [3, 26, 28].

Визначення якісного складу зоопланктону проводили за визначниками [15—17]. Назви таксонів зоопланктону наведені згідно з базою World Register of Marine Species [12]. Обчислення значень продукції ( $P$ ) виконували за формулою:

$$P = \frac{\frac{B_1}{N_1} + \frac{B_2}{N_2} + \dots + \frac{B_i}{N_i}}{i} \cdot \frac{N_1 + N_2 + \dots + N_i}{i},$$

де:  $B$  — загальна біомаса зоопланктону в пробі;  $N$  — чисельність зоопланктону у пробі;  $i$  — кількість відібраних проб.

Статистичну обробку отриманих даних здійснювали загальноприйнятими методами та за допомогою комп'ютерних програм MS Office Excel. Розраховували такі показники: середнє значення та його стандартну



**Рис. 1.** Карта-схема станцій відбору зоопланктону у Дністровському лимані в 2007, 2008, 2017—2022 рр.

похибку, а також діапазони довірчих інтервалів (рівень значущості — 0,05).

### Результати досліджень та їх обговорення

У 2007 р. в Дністровському лимані було виявлено 54 таксони зоопланктону: навесні — 35, влітку — 41, восени — 22. Навесні на всіх досліджених станціях найбільш численними групами були коловертки (роди *Keratella*, *Brachionus* та ін.) та веслоногі ракоподібні (*Eurytemora ve-*

*lox* Lilljeborg, 1853, *Eurytemora affinis* (Poppe, 1880), *Calanipeda aquaedulcis* Krichagin, 1873, *Acartia* (*Acartiura*) *clausi* Giesbrecht, 1892). У міру руху від верхів'я лиману до моря поступово ставали нечисленними прісноводні таксони (*Chydorus sphaericus* O.F. Müller, 1776), личинки одноденок (Ephemeroptera), в той час як збільшувалася кількість солонуватоводних та морських форм (*A. clausi*).

Чисельність та біомаса зоопланктону збільшувались у напрямку до низової частини лиману. Найбільші значення зареєстровано у протоці, що з'єднує лиман з морем (відповідно 112,61 тис. екз/м<sup>3</sup> та 0,93 г/м<sup>3</sup>).

У літній період зростає частка гіллястовусих ракоподібних (Cladocera), серед яких особливу роль відігравав хижак *Leptodora kindtii* Focke, 1844, чисельність якого у верхній частині лиману (у с. Надлиманське і м. Овідіополь) досягала 7,00 тис. екз/м<sup>3</sup>. Як і навесні, кількісні показники зоопланктону збільшувалися від верхів'я до низов'я, але максимальні значення чисельності та біомаси було зареєстровано біля с. Роксолани (відповідно 72,47 тис. екз/м<sup>3</sup> та 1,63 г/м<sup>3</sup>).

Восени по всій акваторії лиману за чисельністю та біомасою домінували *A. priodonta*, *Brachionus calyciflorus* Gosse, 1851, *Bosmina longirostris*, *E. velox*. Значення кількісних характеристик зоопланктону збільшувалися від гирлової області р. Дністер до верхів'я лиману і знову зменшувалися з наближенням до моря. Максимальні значення цих показників спостерігалися у с. Надлиманське і становили 62,00 тис. екз/м<sup>3</sup> та 1,14 г/м<sup>3</sup>.

У травні 2008 р. у складі зоопланктону Дністровського лиману були зареєстровані організми 24 таксонів. Найбільш різноманітний склад зоопланктону відмічено у середній та нижній частинах лиману (відповідно 13 та 11 таксонів). Найбіднішим за таксономічним складом був канал, що з'єднує лиман з морем: тут знайдені представники шести таксонів. На всій акваторії склад зоопланктону формували прісноводні і прісноводно-солонуватоводні організми (*A. priodonta*, *F. longisetia*, *K. valga*, *D. gracilis* та ін.). Представники морського зоопланктону (*Pleopis polyphemoides* Leuckart, 1859) відмічені лише у каналі.

Загалом кількісні показники зоопланктону збільшувалися в напрямку від річки до середньої частини лиману і знову зменшувалися у каналі.

У цей період зоопланктон нижнього Дністра характеризувався найнижчим значенням загальної чисельності — 37,00 тис. екз/м<sup>3</sup>. За чисельністю тут домінували *A. priodonta* і *B. longirostris*, основу біомаси формували личинки Chironomidae (0,12 г/м<sup>3</sup>). У верхній частині лиману (Карагольська затока) чисельність і біомаса зоопланктону були значно більшими (99,02 тис. екз/м<sup>3</sup> та 0,49 г/м<sup>3</sup>). Основу кількісних показників формували *B. quadridentatus* і *A. priodonta*. Крім того, велику чисельність мали *F. longisetia* та невизначені коловертки. У формуванні біомаси також значну роль відігравали Cyclopoida (0,02 г/м<sup>3</sup>).

У середній частині лиману біля м. Овідіополь спостерігалися найбільші значення загальної біомаси зоопланктону (3,26 г/м<sup>3</sup>), але його чисельність тут була нижчою, ніж у Карагольській затоці (31,2 тис. екз/м<sup>3</sup>).

Це пов'язано зі значним розвитком личинок Chironomidae, які при чисельності 2,50 тис. екз/м<sup>3</sup> досягали біомаси 3,08 г/м<sup>3</sup>.

На наступній станції біля с. Роксолани, що відноситься до перехідної зони від середньої до нижньої частини лиману, відмічено найбільш високе значення загальної чисельності зоопланктону (418,67 тис. екз/м<sup>3</sup>). Біомаса на цій станції також була великою, але нижчою, ніж на попередній (2,74 г/м<sup>3</sup>). Основу кількісних показників формували *B. quadridentatus*, *B. angularis* та *D. gracilis*.

На двох наступних станціях (нижня частина лиману біля пересипу та канал) кількісні показники зоопланктону значно зменшувалися (149,93 тис. екз/м<sup>3</sup> і 1,48 г/м<sup>3</sup> у нижній частині лиману та 6,42 тис. екз/м<sup>3</sup> і 0,04 г/м<sup>3</sup> у каналі). Найбільший вклад у формування чисельності в нижній частині лиману вносили *B. quadridentatus*, *D. gracilis* та *K. quadrata*. За біомасою тут домінували *B. quadridentatus* (0,21 г/м<sup>3</sup>) і *D. gracilis* (0,57 г/м<sup>3</sup>). У каналі за чисельністю домінували *Synchaeta baltica* Ehrenberg, 1834 та науплії *Balanus*, а за біомасою — науплії *Balanus* та *P. polyphemoides*.

У складі зоопланктону пониззя Дністровського лиману та прилеглої ділянки моря в червні 2017 р. зареєстровані організми 17 таксонів. Головну роль у формуванні таксономічного складу відігравали коловертки. Серед зареєстрованих зоопланктонів були як типові мешканці естуарних акваторій, так і представники морського зоопланктону. Всі зареєстровані зоопланктони входили до складу кормової бази риб-планктофагів.

Середня чисельність та біомаса зоопланктону в лимані була більшою, ніж у прилеглої ділянці моря, що можна пояснити кращими трофічними умовами в лимані, а також більш високою температурою води. У лимані в період досліджень Copepoda формували 32 % загальної біомаси зоопланктону, Cladocera — 37, Rotatoria — 30 %.

Оскільки всі зареєстровані організми належали до кормового зоопланктону, а значення біомаси були досить високими, можна стверджувати, що в цей період у пониззі лиману спостерігався добрий стан кормової бази риб-планктофагів.

У 2018 р. у складі зоопланктону Дністровського лиману зареєстровані організми 16 таксонів. За чисельністю та біомасою в липні на всіх станціях домінували дрібні гіллястовусі *Moina micrura* Kurz, 1875 та коловертки (*A. priodonta*, види р. *Keratella*), у жовтні — *Oithona davisae* Ferrari F.D. & Orsi, 1984, Copepoda g. sp., науплії, *B. angularis*, невизначені безпанцирні коловертки, личинки поліхет, *Heteroscoeca caspia* Sars G.O., 1897. Чисельність і біомаса зоопланктону в жовтні були на порядок більшими, ніж у липні.

У травні 2019 р. всього зареєстровано 15 таксонів зоопланктону. Домінуючими таксонами були коловертки родів *Brachionus*, *Keratella*, *Asplanchna*, *Synchaeta* та личинки *Bivalvia*. Найбільші показники чисельності та біомаси були виявлені на станції «канал» (93,30 тис. екз/м<sup>3</sup> і 0,6 г/м<sup>3</sup>), найменші — на станції «відвал» (65,30 тис. екз/м<sup>3</sup> і 0,25 г/м<sup>3</sup>).

У складі зоопланктону Дністровського лиману у 2021 р. зареєстровані організми 59 таксонів. Чисельність і біомаса зоопланктону влітку були більшими, ніж навесні. Розподіл кількісних показників по акваторії лиману був неоднорідним. Максимальні значення зареєстровані у вересні навпроти с. Миколаївка —  $4,70 \text{ г/м}^3$ , мінімальні — біля с. Маяки:  $0,23 \text{ г/м}^3$ .

У складі зоопланктону Дністровського лиману у травні 2022 р. зареєстровані організми 13 таксонів. На станції «Овідіополь» чисельність та біомаса зоопланктону становили відповідно  $650,1 \text{ тис. екз/м}^3$  і  $2,6 \text{ г/м}^3$ , на станції «Роксолани» —  $106,32 \text{ тис. екз/м}^3$  і  $5,79 \text{ г/м}^3$ . Основу біомаси зоопланктону формували коловертки.

Отже, у зоопланктоні Дністровського лиману на сучасному етапі досліджень відмічено 63 таксони (табл. 1). Найбільшу кількість таксонів зоопланктону було зареєстровано у 2021 р., найменшу — у 2022 р. Головну роль у формуванні таксономічного складу зоопланктону відігравали коловертки, далі йдуть веслоногі та гіллястовусі ракоподібні.

Багаторічна динаміка біомаси зоопланктону Дністровського лиману характеризується поступовим зменшенням від 1950-х до 2000-х років. Далі спостерігається період низьких значень у межах  $0,5—1,5 \text{ г/м}^3$  та зростання у 4—5 разів у 2021—2022 рр. Зокрема, 2021 та 2022 рр. характеризуються максимальними значеннями біомаси зоопланктону в усіх досліджуваних лиманах (Дністровському, Тилігульському, Хаджибейському). Для зоопланктону Дністровського лиману характерні весняний та осінній максимуми розвитку.

Максимальні значення чисельності зоопланктону були зареєстровані у 2022 р. ( $378,00 \text{ тис. екз/м}^3$ ). Максимальні значення біомаси зафіксовані у вересні 2021 р. ( $9,43 \text{ г/м}^3$ ), що більш ніж у 200 разів перевищує рівень 2007 р. (рис. 2, 3).

Отже, Дністровський лиман характеризується найрізноманітнішим складом зоопланктону серед досліджуваних акваторій. Зазвичай, біомаса зоопланктону влітку була більшою, ніж навесні. Розподіл кількісних показників по акваторії лиману був дуже неоднорідним. Максимальні значення зареєстровано в середній частині лиману, мінімальні — у пониззі р. Дністер. Середня чисельність та біомаса зоопланктону в лимані були більшими, ніж у прилеглій ділянці моря, що можна пояснити кращими трофічними умовами в лимані, а також вищою температурою води. Загалом кількісні показники зоопланктону збільшувалися у напрямку від річки до середньої частини лиману і знову зменшувалися в каналі.

Продукцію зоопланктону в Дністровському лимані розраховано лише для 2021 р., оскільки в інші роки не було можливості дослідити сезонну динаміку біомаси зоопланктону. Річна продукція зоопланктону у 2021 р. становила  $8,47 \text{ г/м}^3$ , що більше, ніж у період «екологічної норми». За останні півстоліття в лиманно-гирловому комплексі Дністра відбулася поступова зміна складу і чисельності зоопланктону. У 1950-х роках середньорічна біомаса коливалася в межах  $1,2—3,6 \text{ г/м}^3$ , у 1970—1980-х —  $0,9—1,8 \text{ г/м}^3$ , у 1990-х вона становила  $0,681 \text{ г/м}^3$ , а у 2000-х — не перевищувала  $0,4—0,9 \text{ г/м}^3$  (рис. 4).

Таблиця 1  
Таксономічний склад зоопланктону Дністровського лиману у 2007—2008, 2017—2022 рр.

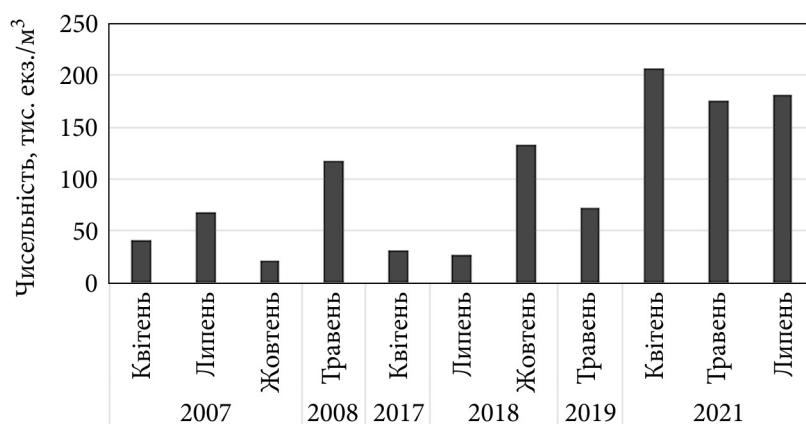
| Види                                                                    | 2007 р. | 2008 р. | 2017 р. | 2018 р. | 2019 р. | 2021 р. | 2022 р. |
|-------------------------------------------------------------------------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|
| <i>Acartia</i> Leach, 1817 g. sp.                                       | +       |         |         |         |         |         |         |
| <i>Acartia clausi</i> Giesbrecht, 1889                                  | +       |         |         |         |         | +       |         |
| <i>Acartia</i> sp., <i>clausi</i> + <i>tonsa</i> Dana, 1849-1852        |         |         | +       |         |         | +       |         |
| <i>Amphipoda</i> Latreille, 1816 g. sp.                                 | +       |         |         |         |         | +       |         |
| <i>Asplanchna priodonta</i> Gosse, 1850                                 | +       | +       | +       |         | +       | +       | +       |
| <i>Aurelia aurita</i> (Linnaeus, 1758)                                  | +       |         |         |         |         | +       |         |
| <i>Balanus</i> Costa, 1778, nauplii                                     | +       | +       | +       | +       |         | +       |         |
| <i>Bivalvia</i> Linnaeus, 1758 g. sp., larvae                           | +       | +       | +       | +       | +       | +       | +       |
| <i>Bosmina longirostris</i> O.F. Müller, 1785                           | +       | +       |         |         |         | +       |         |
| <i>Brachionus</i> sp. Pallas, 1766                                      |         |         |         | +       |         |         |         |
| <i>Brachionus calyciflorus</i> Pallas, 1766                             | +       | +       | +       |         | +       | +       |         |
| <i>Brachionus diversicornis</i> Daday, 1883                             | +       |         |         |         |         | +       |         |
| <i>Brachionus quadridentatus</i> f. <i>ancylognathus</i> Schmarda, 1859 |         | +       | +       | +       | +       | +       | +       |
| <i>Brachionus rubens</i> Ehrenberg, 1838                                |         |         |         |         |         | +       |         |
| <i>Calanipeda aquaedulis</i> Krichagin, 1873                            | +       |         |         |         |         | +       |         |
| <i>Centropages ponticus</i> Karavaev, 1895 ♂                            | +       |         |         |         |         | +       |         |
| <i>Cephalodella</i> Bory de St. Vincent, 1826 sp.                       | +       |         |         |         |         | +       |         |
| Chironomidae g. sp., larvae                                             | +       | +       |         |         |         | +       |         |
| <i>Chydorus sphaericus</i> (O.F. Müller, 1776)                          | +       |         |         |         |         | +       |         |
| Copepoda Milne Edwards, 1840 g. sp., nauplii                            | +       | +       | +       | +       | +       | +       | +       |
| <i>Cornigerius maeoticus</i> (Pengo, 1879)                              | +       |         |         |         | +       | +       |         |

Продовження табл. 1

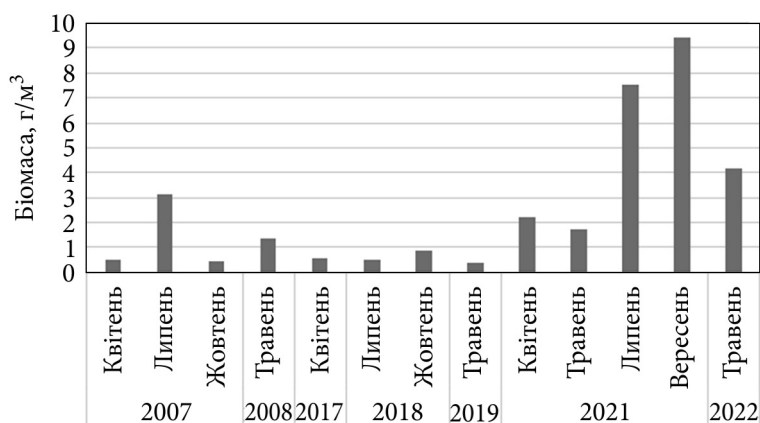
| Види                                                | 2007 р. | 2008 р. | 2017 р. | 2018 р. | 2019 р. | 2021 р. | 2022 р. |
|-----------------------------------------------------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|
| <i>Cumacea</i> Krøyer, 1846 g. sp.                  | +       |         |         |         |         | +       |         |
| <i>Cyclopoida</i> Burmeister, 1834 g. sp.           | +       | +       |         |         | +       | +       | +       |
| <i>Daphnia</i> O.F. Müller, 1785 <i>Daphnia</i> sp. | +       |         |         |         |         | +       |         |
| <i>Decapoda</i> Latreille, 1802 g. sp., larvae      | +       |         |         |         |         | +       |         |
| <i>Diaptomus gracilis</i> Sars G.O., 1863           | +       | +       | +       | +       |         | +       | +       |
| <i>Diaphanosoma brachyurum</i> (Liévin, 1848)       | +       |         |         |         |         | +       |         |
| <i>Diptera</i> g. sp., larvae                       | +       |         |         |         |         | +       |         |
| <i>Eurite longicauda</i> Philippi, 1843             | +       |         |         |         |         | +       |         |
| <i>Eurytemora affinis</i> (Poppe, 1880) ♀           |         |         |         |         |         | +       |         |
| <i>Eurytemora velox</i> (Lilljeborg, 1853) ♂        | +       |         |         |         |         | +       |         |
| <i>Evadne nordmanni</i> Lovén, 1836                 |         |         |         |         | +       |         |         |
| <i>Filinia longiseta</i> (Ehrenberg, 1834)          | +       | +       | +       | +       | +       | +       |         |
| <i>Harpacticoida</i> Sars G.O., 1903 g. sp.         | +       | +       |         |         | +       | +       |         |
| <i>Heterocope caspia</i> Sars G.O., 1897            | +       |         |         | +       | +       | +       |         |
| <i>Isopoda</i> Latreille, 1816 g.sp.                | +       | +       |         |         |         | +       |         |
| <i>Keratella</i> Bory de St. Vincent, 1822, sp.     | +       | +       | +       |         |         | +       | +       |
| <i>Keratella cochlearis</i> (Gosse, 1851)           | +       |         |         |         |         | +       |         |
| <i>Keratella quadrata</i> Müller, 1786              | +       | +       | +       | +       |         | +       | +       |
| <i>Keratella tropica</i> (Apstein, 1907)            | +       |         |         |         |         | +       |         |
| <i>Keratella valga valga</i> (Ehrenberg, 1834)      | +       | +       |         |         | +       | +       |         |
| <i>Lecane</i> Nitzsch, 1827 sp.                     | +       | +       |         |         | +       | +       |         |

Продовження табл. 1

| Види                                                          | 2007 р. | 2008 р. | 2017 р. | 2018 р. | 2019 р. | 2021 р. | 2022 р. |
|---------------------------------------------------------------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|
| <i>Leptodora kindtii</i> Focke, 1844                          | +       |         |         |         |         | +       |         |
| <i>Mesopodopsis slabberi</i> (Van Beneden, 1861)              | +       |         |         |         |         | +       |         |
| <i>Moina micrura</i> Kurz, 1875                               | +       |         | +       | +       |         | +       | +       |
| <i>Mysidacea Haworth</i> , 1825 g. sp.                        | +       |         |         |         |         | +       |         |
| <i>Mytilina ventralis</i> (Ehrenberg, 1830)                   | +       | +       |         |         |         | +       | +       |
| Nematoda g. sp.                                               | +       | +       |         |         |         | +       |         |
| <i>Noctiluca scintillans</i> (Macartney) Kofoed & Swezy, 1921 |         |         |         |         |         | +       |         |
| Odonata g. sp., larvae                                        | +       |         |         | +       |         | +       |         |
| <i>Oithona davisae</i> (Ferrari F.D. and Orsi, 1984)          |         |         |         |         |         |         |         |
| Oligochaeta g. sp.                                            | +       |         |         |         |         | +       |         |
| Ostracoda Latreille, 1802 g.sp.                               | +       | +       |         |         |         | +       |         |
| <i>Pleopis leucartii</i> G.O. Sars, 1862                      | +       |         |         |         |         | +       |         |
| <i>Pleopis polyphemoides</i> (Leuckart, 1859)                 | +       | +       |         |         |         | +       |         |
| <i>Podonevadne trigona</i> (G.O. Sars, 1897) ovum             |         | +       | +       |         |         | +       | +       |
| Polychaeta Grube, 1850 g. sp., larvae                         | +       |         |         | +       |         | +       |         |
| <i>Polyphemus pediculus</i> (Linnaeus, 1761)                  | +       |         |         |         |         | +       |         |
| <i>Pseudocalanus elongatus</i> (Brady, 1865) 5                | +       |         |         |         |         | +       |         |
| Rotatoria Ehrenberg, 1832 g. sp.                              | +       | +       | +       | +       | +       | +       | +       |
| <i>Synchaeta</i> Ehrenberg, 1832 sp.                          | +       |         |         |         | +       | +       |         |
| <i>Synchaeta baltica</i> Ehrenberg, 1834                      | +       | +       |         |         | +       | +       |         |
| <i>Tintinninoidea</i> g. sp.                                  | +       |         |         |         |         | +       |         |

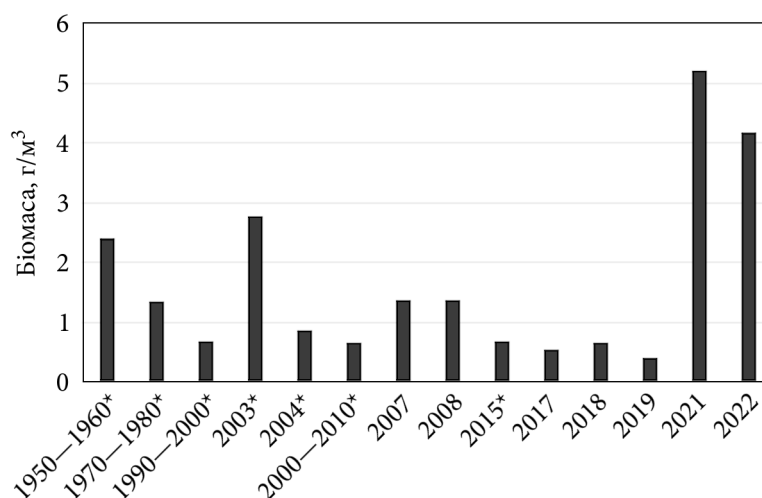


**Рис. 2.** Довгострокові сезонні зміни середньої чисельності зоопланктону Дністровського лиману



**Рис. 3.** Довгострокові сезонні зміни середньої біомаси зоопланктону Дністровського лиману

Порівнюючи дані щодо розвитку зоопланктону в різних лиманах північно-західної частини Чорного моря (ПнЗЧМ) [10, 11], можна з'ясувати, що оптимальні умови формування продукції зоопланктону в лиманах ПнЗЧМ включають, насамперед, постійне надходження прісної води з річковим стоком; по-друге — низький рівень забруднення пестицидами та антропогенною органікою; по-третє — вільний водообмін з морем. Дністровський лиман найбільшою мірою відповідає цим умовам та характеризується найкращими показниками розвитку кормового зоопланктону.



**Рис. 4.** Багаторічна динаміка середньої біомаси (г/м³) зоопланктону Дністровського лиману. \* Літературні дані [12, 18—20]

### Висновки

В історії розвитку угруповання зоопланктону Дністровського лиману у XX—XXI ст. можна виділити два періоди: період «екологічної норми» (до 50-х років XX ст. включно) та період антропогенного евтрофування, який триває дотепер. Перший період характеризувався домінуванням веслоногих ракоподібних, другий — коловертів та, меншою мірою, дрібних гіллястовусих ракоподібних.

За період дослідження в зоопланктоні Дністровського лиману відмічено організми 63 таксонів. Найбільшу кількість таксонів зоопланктону було зареєстровано у 2021 р., найменшу — у 2022 р. Головну роль у формуванні таксономічного складу зоопланктону відігравали коловертки, далі йдуть веслоногі та гіллястовусі ракоподібні. Серед зареєстрованих зоопланктонів були як типові мешканці естуарних акваторій, так і представники морського зоопланктону. Усі зареєстровані зоопланктони входять до складу кормової бази риб-планктофагів.

Багаторічна динаміка біомаси зоопланктону Дністровського лиману характеризується поступовим зменшенням від 1950-х до 2000-х років. Далі спостерігається період низьких значень у межах 0,5—1,5 г/м³ та зростання у 4—5 разів у 2021—2022 рр. Загалом, 2021 та 2022 рр. характеризуються максимальними значеннями біомаси зоопланктону в усіх досліджуваних лиманах (Дністровському, Тилігульському, Хаджибейському). Для зоопланктону Дністровського лиману характерні весняний та осінній максимуми розвитку.

Оптимальні умови формування продукції зоопланктону в лиманах північно-західної частини Чорного моря (ПнЗЧМ) включають, насамперед, постійне надходження прісної води з річковим стоком; по-друге —

низький рівень забруднення пестицидами та антропогенною органікою; по-третє — вільний водообмін з морем. Дністровський лиман найбільшою мірою відповідає цим умовам та характеризується найкращими показниками розвитку кормового зоопланктону.

Структура угруповання зоопланктону в Дністровському лимані відповідає евтрофним умовам (переважання короткоциклічних зоопланктонів — коловороток та дрібних гіллястовусих). Зростання біомаси у 2021 та 2022 рр. може свідчити про кумулятивний ефект дії евтрофікуючих факторів протягом усього періоду від 1970-х років. Зменшення загальної біомаси зоопланктону при евтрофуванні є нетиповим явищем і відрізняє Дністровський лиман від інших досліджуваних акваторій.

#### Список використаної літератури

1. Адобовский В.В., и др. Лиманы Северо-Западного Причерноморья. *Северо-западная часть Черного моря: биология и экология* / Ред. Ю.П. Зайцев, Б.Г. Александров, Г.Г. Миничева и др. Киев: Наук. думка, 2006. С. 351—427.
2. Актуальные проблемы лиманов северо-западного Причерноморья: коллективная монография / Ред. Ю.С. Тучковенко, Е.Д. Гопченко. Одесса, 2012. С. 224.
3. Александров Б.Г., Харитонов Ю.В. Керівництво з моніторингу зоопланктону морських вод України та визначення їх екологічного стану за стандартами Директиви ЄС про Морську стратегію. Проект нормативного документу, переданий до розгляду у Міністерство екології України 29. 07. 2019. Одеса, 2019. 33 с.
4. Бруксер Е. С. Одесские лиманы. Киев: Наук. думка, 1953. 234 с.
5. Газетов Є.І., Медінець В.І., Снігірев С.М. Дослідження гідрологічних характеристик Дністровського лиману у 2009—2011 рр. : Матеріали Всеукр. наук.-практ. конф. «Лимани північно-західного Причорномор'я: актуальні гідроекологічні проблеми та шляхи їх вирішення», 12—14 вер. 2012 р. Одеса: ОДЕКУ, 2012. С. 85—88.
6. Газетов Е., Медінець В., Снігірев С. Результаты мониторинга гидрофизических характеристик Днестровского лимана в летние периоды 2003—2019 гг. : Материалы конф. «Евроинтеграция и управление бассейном реки Днестр». Кишинёв: Есо-TIRAS, 2020. С. 39—43.
7. Гаркавая Г.П., Богатова Ю. И., Берлинский Н. А. и др. Многолетняя изменчивость стока биогенных веществ Днестра. *Водные ресурсы*. Т 35. № 6, 2008. С. 1—8.
8. Гидробиологический режим Днестровского лимана / Ред. Л.П. Брагинский. Киев: Наук. думка, 1992. 356 с.
9. Демченко В.А., Демченко Н.А Основные тенденции изменения ихтиофауны Днестровского лимана / Интегрированное управление трансграничным бассейном Днестра: платформа для сотрудничества и современные вызовы : Междунар. конф. 26—27 окт. 2017 г. Тирасполь, 2017. С. 93—96.
10. Дядичко В.Г., Кириллова Ю.В. Довгострокова динаміка угруповання зоопланктону Тилігульського лиману. *Мор. екол. журн.* 2025. С. 7—15.
11. Дядичко В.Г., Харитонов Ю.В., Гаркуша О.П. Фіто- та зоопланктон Хаджибейського лиману (2016, 2021—2023 роки). *Гідробіол. журн.* 2024. Т. 60 №4. С. 3—22.
12. Електронна база WoRMS (World Register of Marine Species). URL: [www.marinespecies.org](http://www.marinespecies.org)
13. Марковский Ю.М. Фауна беспозвоночных низовьев рек Украины. Условия ее существования и пути использования. *Водоемы дельты Днестра и Днестровский лиман*. Киев: Изд-во АН УССР, 1953. Ч. 1. 196 с.
14. Медінець В.І., Ковалева Н.В., Газетов Е.І. и др. Результаты исследования состояния экосистем нижнего Днестра и Днестровского лимана в 2003—2005 гг. *Причорномор. екол. бюл.* 2005. № 3—4. С. 121—136.
15. Мордухай-Болтовской Ф.Д. Определитель фауны Черного и Азовского морей: Свободноживущие беспозвоночные. Т. 1. Простейшие, губки, кишечнополостные, черви, щупальцевые. Севастополь, 1968. 739 с.

16. Мордухай-Болтовской Ф.Д. Определитель фауны Черного и Азовского морей: Свободноживущие беспозвоночные. Т. 2. Ракообразные. Севастополь, 1969. 535 с.
17. Мордухай-Болтовской Ф. Д. Определитель фауны Черного и Азовского морей: Свободноживущие беспозвоночные. Членистоногие (кроме ракообразных), моллюски, иглокожие, щетинкочелюстные, хордовые. Т. 3. Киев, 1972. 340 с.
18. Миничева Г.Г., Соколов Е.В. Структура приоритетного экологического менеджмента лиманов северо-западного Причерноморья. *Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту, сер. Біол.*, № 3-4 (64), 2015. С. 456—459.
19. Набокин М.В., Ковалишина С.П. Анализ сезонных изменений в зоопланктоне дельты Днестра. *Proceedings of the International Conference «Hydropower impact on river ecosystem functioning»*. Tiraspol, Moldova, October 8—9, 2019. С. 257—260.
20. Парчук Г.В., Колодочка И.М. Краткая характеристика зоопланктона и его систематический список. Гидробиологический режим Днестра и его водоемов. Киев: Наук. думка, 1992. С.197—211.
21. Перспективи рибогосподарського використання лиманів північно-західного Причорномор'я: монографія / Ред. П.В. Шекка, М.І. Бургаз. Житомир, 2021. 218 с.
22. Полищук Л.Н. Зоопланктон Днестровского лимана и прилегающего взморья в условиях антропогенного воздействия. *Гидробиол. журн.* 1976. Т. XII. Вып. 6. С. 37—46.
23. Полищук В.С., Замбриборщ Ф.С., Тимченко В.М. и др. Лиманы Северного побережья Черного моря. Киев: Наук. думка, 1990. 204 с.
24. Приходько В.Ю. Характеристика екологічного стану та оцінка якості води нижньої частини Дністровського лиману. *Укр. гідрометеорол. журн.*, 2013, № 13. С. 155—161.
25. Розенгурт М.Ш. Гідрологія і перспективи реконструкції природних ресурсів Одеських лиманів. Одеса, 1974. 209 с.
26. Салазкин А.А., Иванова М.Б., Огородникова В.А. Зоопланктон и его продукция. Методические рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях на пресноводных водоемах. Ленинград: ГосНИОРХ, 1984. 33 с.
27. Старушенко Л.И. Причерноморские лиманы Одесщины и их рыбохозяйственное использование. Одесса: Астропринт, 2001. 151 с.
28. Хижняк М.І., Євтушенко М.Ю. Методологія вивчення угруповань водних організмів [Навч. посіб.] Київ: Укр. фітосоціол. центр, 2014. 269 с.
29. Шевцова Л.В. Гидробиологические исследования Днестра: итоги, проблемы, пути их решения. *Гидробиол. журн.* Т. 34, № 6, 1998. С. 35—44.

Надійшла 11.12.2025

V.G. Dyadichko, PhD (Biol.), Senior Researcher,  
Institute of marine biology of the NAS of Ukraine,  
Pushkinska St. 37, Odesa, 65048, Ukraine  
e-mail: wasilij@te.net.ua  
ORCID 0000-0003-1417-4442

Yu.V. Kyryllova, PhD (Biol.), Researcher,  
Institute of marine biology of the NAS of Ukraine,  
Pushkinska St., 37, Odesa, 65048, Ukraine  
e-mail: kyryllova\_julia@ukr.net  
ORCID 0000-0002-3665-4749

#### LONG-TERM DYNAMICS OF ZOOPLANKTON IN THE DNIESTER RIVER ESTUARY

Seasonal and interannual changes in the taxonomic structure, abundance, and biomass of zooplankton in the Dniester Estuary were observed from 2007, 2008, and to 2017—2022. During the study period 63 zooplankton taxa were determined. The community structure corresponded to eutrophic conditions because Rotifera played the leading role in forming zooplankton biomass and then by Copepoda and Cladocera. Among the registered zooplankters were both typical inhabitants of estuarine areas and representatives of marine zooplankton. All registered zooplankters form part of the food base for planktivorous fish. The zooplankton of the Dniester Estuary is characterized by spring and autumn maximum development. The long-term dynamics of zooplankton biomass in the estuary shown a gradual decline from the 1950s to 2000, followed by a period of low values ranging between 0.5 and 1.5 g/mi, and a 4—5-fold increase in 2021—2022. During 2007—2022 the zooplankton community structure in the estuary did not undergo significant changes.

**Keywords:** zooplankton, the Dniester estuary, biomass, abundance, production, eutrophication, Rotifera, Copepoda, Cladocera.

# ЕКОЛОГІЧНА ФІЗІОЛОГІЯ І БІОХІМІЯ ВОДНИХ РОСЛИН

---

УДК 582.26:546.3/7

**О.О. ПАСІЧНА**, к. б. н., ст. наук. співроб., ст. дослідник,  
Інститут гідробіології НАН України,  
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна  
e-mail: ecorasichna@gmail.com  
ORCID 0009-0008-4297-5291

**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

**Г.В. ХАРЧЕНКО**, к. б. н., наук. співроб.,  
Інститут гідробіології НАН України,  
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна  
ORCID 0000-0002-6102-2129

**В.А. ЖЕЖЕРЯ**, к. геогр. н., ст. наук. співроб., ст. дослідник,  
Український гідрометеорологічний інститут ДСНС України і НАН України,  
просп. Науки, 37, Київ, 03028, Україна,  
Інститут гідробіології НАН України,  
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна  
e-mail: zhezheryava1981@gmail.com  
ORCID 0000-0002-1128-5270

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

**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

---

Ц и т у в а н н я: Пасічна О.О., Клоченко П.Д., Харченко Г.В., Жежеря В.А., Платонов М.О., Горбатюк Л.О., Годлевська О.О. Особливості накопичення важких металів мікроводоростями та їх роль у детоксикації водного середовища. *Гідробіол. журн.* 2026. Т. 62, № 5. С. 43—57.

О.О. ГОДЛЕВСЬКА, к. фіз.-мат. н., доцент,  
Національний університет біоресурсів і природокористування України,  
вул. Героїв Оборони, 15, Київ, 03041, Україна  
e-mail: godlevok@gmail.com  
ORCID 0000-0001-9446-1112

## ОСОБЛИВОСТІ НАКОПИЧЕННЯ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ МІКРОВОДОРОСТЯМИ ТА ЇХ РОЛЬ У ДЕТОКСИКАЦІЇ ВОДНОГО СЕРЕДОВИЩА

Встановлено, що планктонні та епіфітні мікроводорості водойм Національного природного парку «Голосіївський» (м. Київ, Україна) здатні накопичувати значну кількість важких металів, сприяючи очищенню та детоксикації води. Фітопланктон і фітоепіфітон характеризуються високими коефіцієнтами біологічного накопичення металів, що визначаються їхніми структурно-функціональними та екологічними особливостями і концентрацією металів у воді. За величиною коефіцієнтів накопичення складено ряд металів:  $Fe > Mn > Zn > Ni > Cu, Cr > Co, Pb$ . Накопичення металів у фітоепіфітоні вищих водних рослин різних екологічних груп залежить від еколого-морфологічних характеристик рослин-субстратів і розподілу біодоступних розчинних форм металів у товщі води. Результати досліджень підтверджують високий потенціал мікроводоростей для біологічного очищення водного середовища від важких металів.

**Ключові слова:** фітопланктон, фітоепіфітон, важкі метали, акумуляція, коефіцієнти біологічного накопичення, водойми, детоксикація, біологічне очищення води, Національний природний парк «Голосіївський».

Забруднення навколишнього середовища важкими металами є глобальною загрозою як для наземних, так і для водних екосистем [12, 29]. Високі концентрації металів можуть надходити у водойми з неочищеними стічними водами промислових підприємств, зокрема пов'язаних з гірничодобувною промисловістю, виробництвом акумуляторів, фарб, барвників, косметики, хімічних добрив тощо [29, 30]. Серед зазначених поллютантів особливо токсичними та канцерогенними вважають ртуть (Hg), кадмій (Cd) і свинець (Pb), надходження яких у водойми створює серйозну загрозу для різних видів гідробіонтів [30]. До металів, небезпечних для живих організмів, належить також і хром (Cr) [21]. Інші важкі метали, такі як Fe, Mn, Cu, Zn, Co і Ni, у низьких (мікрограмових) концентраціях необхідні для перебігу основних біохімічних процесів у живих організмах, однак у підвищених концентраціях вони також проявляють токсичний вплив [21, 25]. Важкі метали не здатні до біорозкладу, тому внаслідок їхнього накопичення первинними продуцентами й подальшої біомагніфікації в трофічних ланцюгах можуть надходити до організму людини, спричиняючи різні захворювання, зокрема генетичні та онкологічні [24, 31].

У зв'язку з вищезазначеним особливої актуальності набуває розробка ефективних методів видалення важких металів зі стічних та природних вод. Традиційні, переважно хімічні методи очищення водного середовища від важких металів, такі як електролітичні технології, хімічна екстракція, фільтрація, йонний обмін, осадження, адсорбція, коагуляція та

гідроліз, мають певні недоліки, серед яких низька ефективність і висока собівартість при використанні у великих масштабах [8, 9, 28].

Водночас низкою досліджень показано, що біологічні методи очищення вод, які базуються на сорбції металів мікрководоростями, є достатньо простими, ефективними, економічно вигідними та екологічно безпечними і можуть застосовуватись як для стічних вод, так і для природних водойм [8, 9, 20, 29]. Тому важливого значення набувають дослідження особливостей накопичення металів мікрководоростями, що належать до різних екологічних груп.

У ставках Національного природного парку (НПП) «Голосіївський», які зазнають значного антропогенного впливу зі сторони мегаполіса (м. Києва), виявлені підвищені концентрації речовин різної хімічної природи, зокрема і важких металів [11]. У зв'язку з цим мета цієї роботи полягала у визначенні особливостей накопичення металів водоростями планктону та епіфітону у зазначених водоймах, а також у оцінці їхньої біоаккумуляційної та детоксикаційної здатності.

### Матеріал і методика досліджень

Відбір проб фітопланктону проводили влітку 2023 р. зі ставків НПП «Голосіївський»: Горіховатського № 4, Дідорівського № 4 та Китаївського № 4, які відносяться до трьох різних каскадів водойм парку (відповідно Горіховатського, Дідорівського та Китаївського), що відрізняються за ступенем антропогенного впливу. Карту-схему району дослідження наведено у роботі [11].

Відбір проб фітоепіфітону проводили на Горіховатському ставку № 3 з трьох видів вищих водних рослин, які відносяться до різних екологічних груп: занурених (*Ceratophyllum demersum* L. — кушир занурений), з плаваючим на поверхні води листям (*Nuphar lutea* (L.) Smith — глечики жовті) та повітряно-водних (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. — очерет звичайний).

Для визначення таксономічної приналежності та кількісних показників розвитку планктонних водоростей проби води відбирали батометром Рутнера. Відібрані проби об'ємом 0,5 дм<sup>3</sup> фіксували 40%-вим розчином формальдегіду з розрахунку 1:100 та згущували методом седиментації [3].

При дослідженні фітоепіфітону зразки обростають з кожної рослини відбирали за допомогою спеціальної щіточки і фіксували 40%-вим розчином формальдегіду з розрахунку 1:50 [3].

Кількісні показники розвитку планктонних та епіфітних водоростей (чисельність, біомасу) розраховували за допомогою загальноприйнятих методів [3], а їхню таксономічну приналежність наведено згідно [7].

Для визначення вмісту важких металів у фітопланктоні пробу води з поверхневого шару об'ємом 0,5—1,0 дм<sup>3</sup> фільтрували через мембранний фільтр Fioroni (КНР) з діаметром пор 0,45 мкм. Отриману після фільтрації біомасу разом із мембранним фільтром озолювали методом «мокрого спалювання» [1]. Масу завислих речовин визначали як різницю між

масою фільтра до і після фільтрації, висушеного при 105 °С до постійної маси, з урахуванням об'єму профільтрованої проби. Фільтри зважували за допомогою аналітичних ваг AXIS ANG 200 С (Польща). Концентрацію феруму визначали фотометричним методом з використанням *o*-фенантроліну [5], мангану і хрому — хемілюмінесцентним методом [4, 22].

Для визначення вмісту важких металів в епіфітоні вищих водних рослин відібрані зразки обростань спочатку центрифугували при 5 000 об/хв протягом 15 хв. Одержану у такий спосіб біомасу водоростей висушували до повітряно-сухого стану в кімнатних умовах за температури 28±4 °С, уникаючи потрапляння прямих сонячних променів, та за достатньої вентиляції. Перед взяттям наважок для подальшого аналізу біомасу водоростей досушували протягом 8 год при 70 °С у сушильній шафі. Для кислотного озолення (концентрованою азотною кислотою) рослинного матеріалу використовували мікрохвильову (НВЧ) піч MWS-2 (Berghoff, Німеччина) [6].

Для визначення концентрації у воді важких металів у розчиненій формі (Fe<sub>розч</sub>, Mn<sub>розч</sub>, Zn<sub>розч</sub>, Cu<sub>розч</sub>, Pb<sub>розч</sub>, Ni<sub>розч</sub>, Co<sub>розч</sub>, Cr<sub>розч</sub>) відібрані проби води фільтрували через нітроцелюлозні мембранні фільтри FIORONI (КНР) з діаметром пор 0,45 мкм, потім підкисляли концентрованою азотною кислотою (з розрахунку 12 см<sup>3</sup> кислоти на 1 дм<sup>3</sup> води) [2].

Визначення вмісту важких металів в озолоному рослинному матеріалі та концентрації розчинної форми металів у воді проводили методом оптичної емісійної спектроскопії з індуктивно-зв'язаною плазмою на оптичному емісійному спектрометрі iCAP 6300 Duo (Thermo-Fisher Corporation, США) [6].

Коефіцієнти біологічного накопичення (КБН) металів водоростями визначали як співвідношення: вміст металу в рослинному матеріалі (мг/кг сухої маси)/концентрація металу у воді (мг/дм<sup>3</sup>) [13].

Статистичну обробку одержаних даних (розрахунок середнього значення та стандартного відхилення ( $M \pm m$ ) з 3—4 визначень) проводили за допомогою програми MS Excel 2016.

### Результати досліджень та їх обговорення

Мікрowodорості — це різноманітна група одноклітинних і колоніальних фотосинтезуючих мікроорганізмів, які зустрічаються у морських та прісноводних екосистемах. Вони є первинними продуцентами у гідроекосистемах та основним кормом для риб і безхребетних [31]. Мікрowodорості характеризуються значною фотосинтетичною активністю, простотою будови, швидким ростом та невибагливістю до умов навколишнього середовища. Вони здатні витримувати абіотичні стреси, такі як підвищені концентрації важких металів у водному середовищі, різкі перепади температур і дефіцит поживних речовин [9, 21]. Такі характеристики дають мікрowodоростям можливість рости і розмножуватись за широкого різноманіття умов навколишнього середовища. Завдяки цьому вони широко розповсюджені у різнотипних водоймах [29].

Досить часто у водній товщі домінуючою групою як за чисельністю, так і за біомасою є представники відділу Cyanoprokaryota, масовий розвиток яких викликає так зване «цвітіння» води. У фітопланктоні досліджуваних водойм НПП «Голосіївський» у період відбору проб теж домінував представник Cyanoprokaryota — *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs.

Слід зазначити, що в науковій літературі наявні лише окремі відомості щодо накопичення важких металів планктонними водоростями природних водойм, що, ймовірно, пов'язано зі складністю підготовки проб і визначення вмісту металів у цих організмах [13].

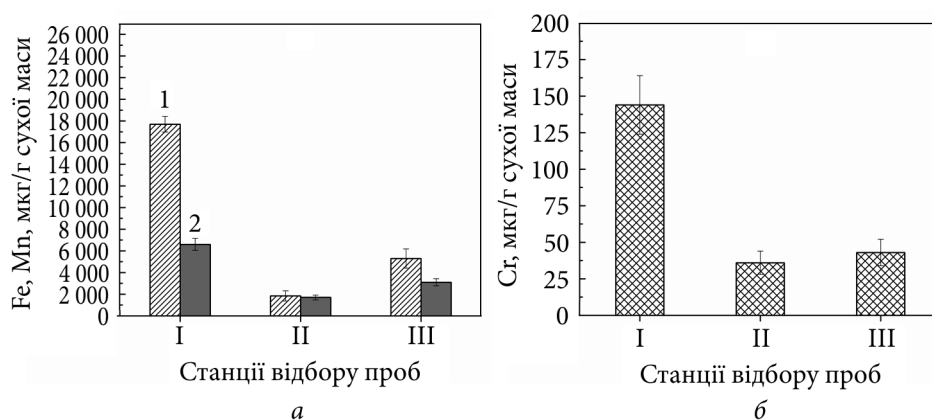
Дослідження вмісту важких металів у фітопланктоні водойм НПП «Голосіївський» показало, що найбільшу кількість феруму і мангану накопичували водорості з Горіховатського ставка № 4 (відповідно 17 700 і 6600 мкг/г сухої маси). Найменший вміст Fe і Mn виявлено у водоростях з Дідорівського ставка № 4 (1850 і 1700 мкг/г сухої маси) (рис. 1, а). Найвищим вмістом хрому також характеризувався фітопланктон Горіховатського ставка № 4 (144 мкг/г сухої маси), який більш ніж утричі перевищував вміст Cr у водоростях Дідорівського ставка № 4 та Китаївського ставка № 4 (рис. 1, б).

Встановлено, що найвищими КБН досліджуваних металів характеризувався фітопланктон Горіховатського ставка № 4 (в середньому КБН металів планктонними водоростями тут становили: Fe — 224 051, Mn — 104 762, Cr — 11 429 (рис. 2)), що, вочевидь, зумовлено найбільшим забрудненням ставків Горіховатського каскаду токсичними речовинами різної хімічної природи порівняно з іншими водоймами НПП «Голосіївський», як показали результати попередніх досліджень [11].

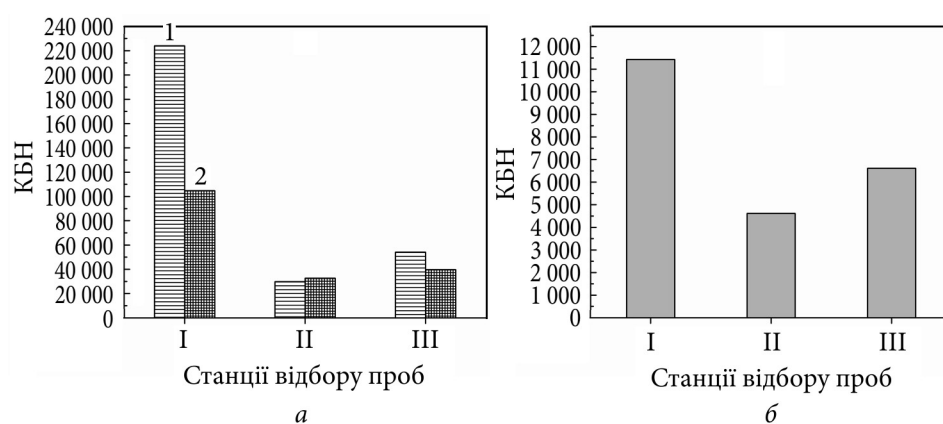
Оскільки доведено, що біодоступність металів для гідробіонтів, зокрема водоростей, визначається передусім концентрацією їхньої розчинної форми у водному середовищі [23, 34], було визначено вміст важких металів саме у цій формі у воді досліджуваних ставків НПП «Голосіївський». Концентрації  $Fe_{розч}$ ,  $Mn_{розч}$  та  $Cr_{розч}$  у воді ставків в період відбору проб фітопланктону відображено на рисунку 3.

Невід'ємною складовою різнотипних водних екосистем, зокрема водойм м. Києва, є фітоепіфітон — угруповання водоростей, що розвиваються на вищих водних рослинах [14, 15, 19]. Водночас ця екологічна група, порівняно з фітопланктоном та фітобентосом, залишається недостатньо вивченою, зокрема потребує подальших досліджень щодо її здатності до акумуляції важких металів.

У фітоепіфітоні досліджуваних вищих водних рослин Горіховатського ставка № 3 за кількісними показниками переважали діатомові водорості. Так, в обростанні *C. demersum* за чисельністю домінували *Gomphonema truncatum* Ehrenb. і *Synedra unla* (Nitzsch) Ehrenb., а за біомасою — *Melosira varians* C. Agardh та *S. unla*. В епіфітоні *N. lutea* за чисельністю і біомасою переважав *Cocconeis placentula* Ehrenb. Цей вид домінував за чисельністю і в обростанні *Ph. australis*, тоді як основу біомаси складали *S. unla* і *C. placentula*.

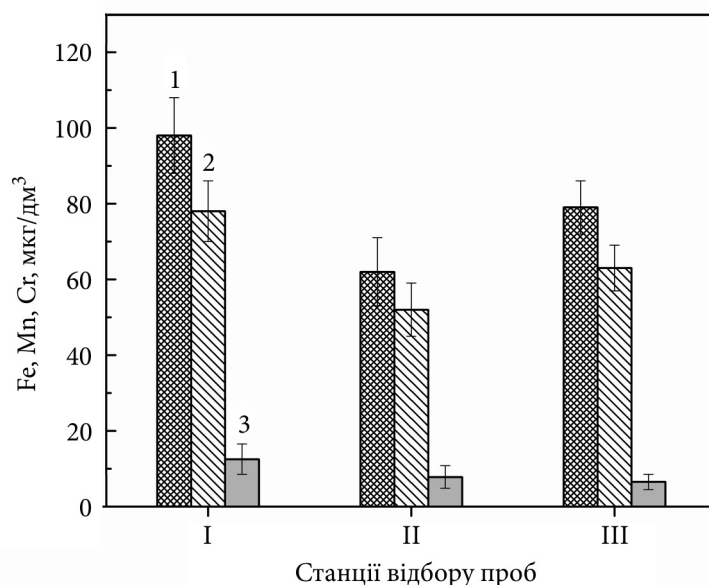


**Рис. 1.** Вміст важких металів у фітопланктоні ставків НПП «Голосіївський»: а — Fe (1), Mn (2); б — Cr. Тут і на рис. 2, 3: I — Горіховатський ставок № 4; II — Дідорівський ставок № 4; III — Китайський ставок № 4.  $M \pm m$ ;  $n = 3-4$



**Рис. 2.** Коефіцієнти біологічного накопичення важких металів фітопланктоном ставків НПП «Голосіївський»: а — Fe (1), Mn (2); б — Cr

Найбільшим рівнем накопичення феруму і мангану (відповідно 22 850 і 4260 мкг/г сухої маси) та значеннями КБН цих металів (182 800 і 52 593) характеризувався фітоепіфітон *C. demersum* (рис. 4, а, 5, а). Вміст Fe в епіфітоні *C. demersum* був приблизно вдвічі вищим, ніж вміст цього металу в епіфітоні *N. lutea* та *Ph. australis*, а Mn — в 1,8—2,4 рази вищим, ніж вміст Mn в епіфітоні *N. lutea* та *Ph. australis* (рис. 4, а). Високий рівень накопичення металів фітоепіфітоном *C. demersum* може бути пов'язаний як з більшими кількісними показниками епіфітних водоростей на *C. demersum* порівняно з рослинами інших екологічних груп, так і з відмінностями розподілу Fe і Mn в поверхневих і більш глибоких шарах води, оскільки концентрація розчинної форми цих металів у природних водах зазвичай зростає в ближчих до дна горизонтах води внаслідок літньої стратифікації [10, 33]. Також у роботі [35] показано, що саме у заростях



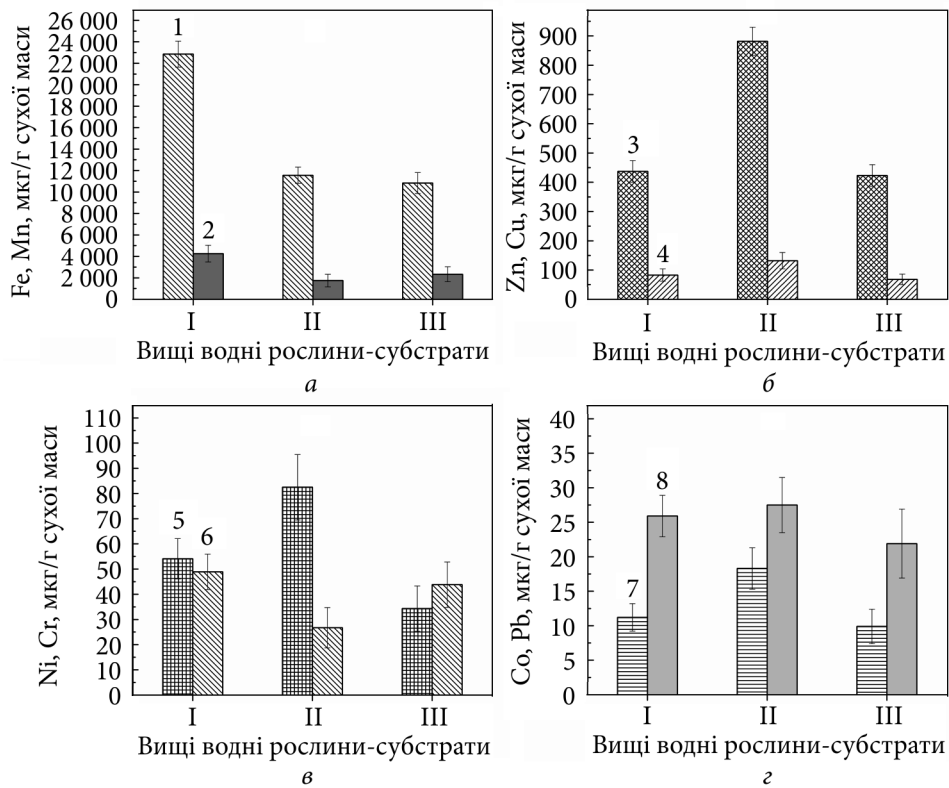
**Рис. 3.** Концентрація розчинної форми важких металів у воді ставків НПП «Голосіївський»: 1 — Fe, 2 — Mn, 3 — Cr

*S. demersum* зареєстровано вищі концентрації Fe у воді порівняно з іншими ділянками водойми.

Епіфітні водорості характеризувалися також високим вмістом цинку, який знаходився в межах 423—882 мкг/г сухої маси (рис. 4, б). Найбільший вміст цинку (882 мкг/г сухої маси) та найвищі значення КБН цього металу (в середньому 20 045) були встановлені для фітоепіфітону *N. lutea* (рис. 4, б, 5, б).

Водорості епіфітону накопичували в значній мірі купрум (68,0—132,3 мкг/г сухої маси) і нікель (34,3—82,4), дещо менше — хром (26,7—48,9), плумбум (21,9—27,5) і кобальт (9,9—18,3 мкг/г сухої маси) (див. рис. 4, б, в, г). КБН цих металів у фітоепіфітоні становили: Cu — 3011—5854, Ni — 3895—9364, Cr — 2567—4702, Pb — 2804—3531 і Co — 2676—4935 (див. рис. 5, б, в). При цьому найбільший вміст таких металів, як Zn, Cu, Ni, Co та найвищі значення їхніх КБН були характерні для фітоепіфітону *N. lutea*. Це може бути пов'язано з меншою щільністю епіфітону на рослинах з плаваючим листям порівняно із зануреними рослинами [17, 18], що забезпечує кращий контакт поверхні водоростей з водним середовищем. Існують відомості про те, що у щільних обростаннях внутрішні шари мають обмежений контакт з водним середовищем і тому поглинання ними як поживних речовин, так і важких металів утруднюється [16]. Вірогідної різниці у накопиченні Pb фітоепіфітоном на вищих водних рослинах з різних екологічних груп нами не виявлено (див. рис. 4, г).

Накопичення таких металів, як Cu, Ni, Co епіфітоном *Ph. australis* було менш інтенсивним порівняно з накопиченням металів у епіфітоні

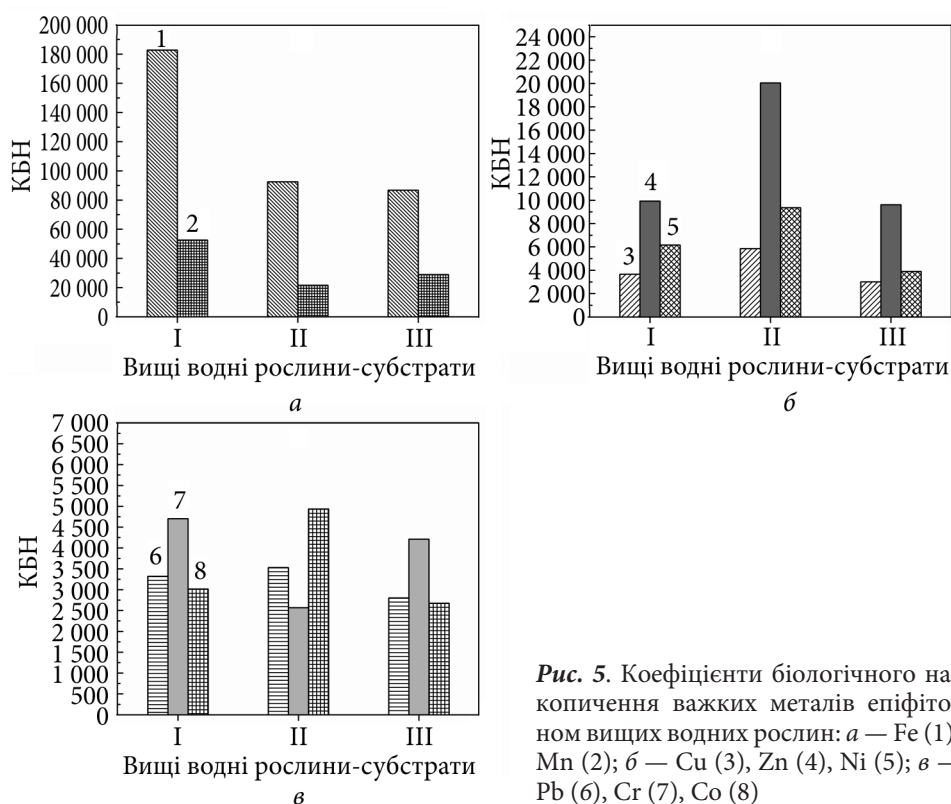


**Рис. 4.** Вміст важких металів в епіфітоні вищих водних рослин: а — Fe (1), Mn (2); б — Zn (3), Cu (4); в — Ni (5), Cr (6); г — Co (7), Pb (8). Тут і на рис. 5: I — *Ceratophyllum demersum*, II — *Nuphar lutea*, III — *Phragmites australis*.  $M \pm m$ ;  $n = 3-4$

інших досліджуваних вищих водних рослин, можливо, внаслідок зменшення проточності і застою води у заростях повітряно-водних рослин.

Загалом, за величиною КБН у фітоепіфітоні на вищих водних рослинах досліджувані метали можна розташувати у такому ряду: Fe > Mn > Zn > Ni > Cu, Cr > Co, Pb.

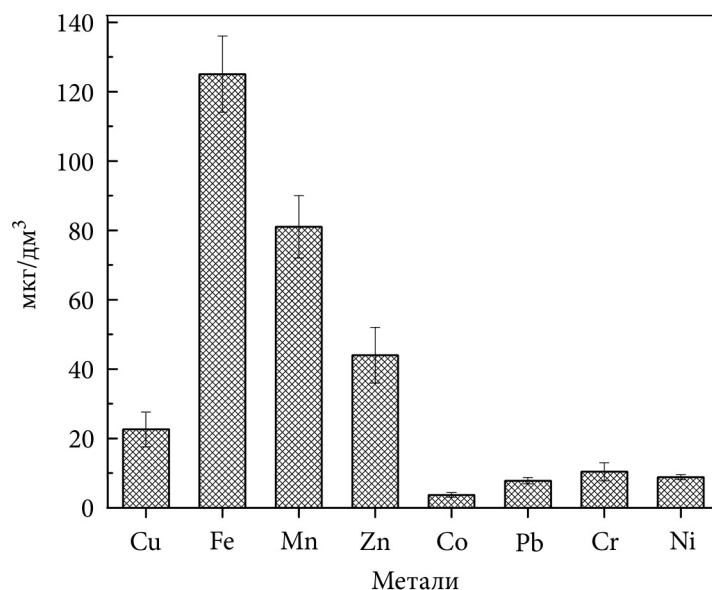
Найбільші КБН у фітопланктоні та фітоепіфітоні були для феруму (відповідно 29 839—224 051 і 86 720—182 800) та мангану (32 692—104 762 і 21 605—52 593) (рис. 2, а, 5, а), дещо менші — для цинку (9618—20 045 — для фітоепіфітону) (див. рис. 5, б). Інші досліджувані метали (Ni, Cu, Cr, Co, Pb) характеризувалися значно нижчими значеннями КБН в епіфітоні (див. рис. 2, б, 5 б, в), що, ймовірно, зумовлено як особливостями біологічної ролі окремих металів для рослинних організмів, так і їхньою концентрацією у воді. Зокрема, високий рівень накопичення Fe і Mn може бути пов'язаний зі значною роллю цих металів у перебігу фізіолого-біохімічних процесів у клітинах водоростей [27], а також із їх порівняно високими концентраціями у воді (рис. 3 і 6).



**Рис. 5.** Коефіцієнти біологічного накопичення важких металів епіфітом вищих водних рослин: *а* — Fe (1), Mn (2); *б* — Cu (3), Zn (4), Ni (5); *в* — Pb (6), Cr (7), Co (8)

Отже, в результаті проведених досліджень встановлено, що мікроводорості планктону та епіфітону на вищих водних рослинах з різних екологічних груп у водоймах НПП «Голосіївський» здатні накопичувати і концентрувати значну кількість важких металів (Fe, Mn, Zn, Cu, Co, Cr, Ni, Pb) з водного середовища, призводячи до його очищення та детоксикації. Отримані високі значення КБН металів свідчать про значний потенціал мікроводоростей щодо видалення важких металів з водного середовища, що, очевидно, зумовлено великою відносною площею поверхні їхніх клітин, яка забезпечує значний контакт з водою [20, 21, 30]. Важливу роль у процесах зв'язування металів відіграє також структура клітинної стінки водоростей, зокрема наявність численних функціональних груп на її поверхні [29].

Механізми накопичення металів мікроводоростями з водного середовища включають два основні етапи: біосорбцію та біоаккумуляцію [9, 32]. Біосорбція — це початкова швидка, оборотна та пасивна адсорбція металів на поверхні клітин, що відбувається завдяки взаємодії йонів з функціональними групами клітинної стінки. Біоаккумуляція, зі свого боку, є повільним, здебільшого незворотним, активним (енергозатратним) процесом, який забезпечує поглинання і транспортування важких металів всередину клітин з подальшим їх зв'язуванням з внутрішньоклітинними сполуками та/або утриманням органелами [9, 20, 31].



**Рис. 6.** Концентрація розчинної форми важких металів у воді Горіховатського ставка № 3, де проводили відбір фітоепіфітону

Значна роль клітинної стінки мікрободоростей у процесах біосорбції металів зумовлена тим, що вона є межею між водним середовищем та цитоплазмою. Клітинна стінка складається переважно з полісахаридів, ліпідів і білків та містить велику кількість функціональних груп, зокрема карбоксильну (-COOH), гідроксильну (-OH), фосфатну (-PO<sub>3</sub>), аміногрупу (-NH<sub>2</sub>) та сульфгідрильну (-SH), які надають поверхні клітини загальний негативний заряд і забезпечують високу здатність до зв'язування катіонів металів [20, 21, 32].

Важкі метали, при надходженні у клітини водоростей у високих концентраціях, справляють токсичний вплив на фізіолого-біохімічні процеси (ріст, фотосинтез, синтез білків, ліпідів, нуклеїнових кислот та пігментів тощо), а також спричиняють ультраструктурні зміни в клітинах [26, 30, 31]. Важкі метали можуть індукувати утворення активних форм кисню, які викликають окиснювальне пошкодження білків, ліпідів та тілових пептидів [31]. Через це у мікрободоростей наявні детоксикаційні механізми, що зменшують проникнення металів у клітини та забезпечують їхнє внутрішньоклітинне зв'язування. Ці механізми включають хелатування та іммобілізацію важких металів усередині клітин, активацію антиоксидантної системи, а також генетичну регуляцію транспорту і гомеостазу металів та енергетичного метаболізму клітин [21, 30]. Встановлено, що детоксикація металів водоростями здійснюється такими шляхами, як переведення їх у менш токсичні форми через осадження у вигляді карбонатів, фосфатів та сульфідів; зв'язування зі специфічними внутрішньоклітинними сполуками, зокрема з металотіонеїнами та фіто-

хелатинами; транспортування і секвестрування у певних клітинних компартментах (поліфосфатні тільця, вакуолі), а також виведення металів назад у розчин шляхом активного транспорту через ефлюкс-насоси [20, 21, 28]. Для протидії вільним радикалам, що утворюються під час накопичення важких металів, мікроводорості синтезують антиоксидантні ферменти, такі як аскорбатпероксидаза, каталаза, глутатіонредуктаза, пероксидаза та супероксиддисмутаза, а також неферментативні антиоксиданти, включаючи каротиноїди, токофероли, цистеїн, аскорбінову кислоту, глутатіон та пролін [21, 30]. Продуктування позаклітинних полісахаридів розглядають як додатковий механізм захисту мікроводоростей від надмірного надходження важких металів у клітини [30].

При порівнянні КБН металів у фітопланктоні та фітоепіфітоні можна відмітити, що в першого угруповання водоростей здебільшого значення КБН є вищими. Це, очевидно, пов'язано з великою площею контакту поверхні клітин планктонних водоростей з водним середовищем, тоді як доступ розчинених у воді поживних речовин та металів до внутрішніх шарів епіфітону дещо обмежений [16]. До того ж планктонні водорості здатні до добової міграції, на відміну від зелених нитчастих водоростей та фітоепіфітону. Ця властивість планктонних водоростей забезпечує їхній контакт з різними ділянками водного середовища та сприяє накопиченню значної кількості металів.

Виявлені високі значення КБН металів мікроводоростями (від сотень і тисяч (для Zn, Cr, Cu, Ni, Pb, Co) до десятків тисяч (для Fe і Mn)) підтверджують доцільність їхнього використання у технологічних процесах, пов'язаних з видаленням важких металів зі стічних та забруднених природних вод. Висока ефективність та низька вартість такої очистки зумовлені тим, що біомаса мікроводоростей є дешевою та легкодоступною, оскільки вони характеризуються швидким ростом та невибагливістю до умов навколишнього середовища. Цьому також сприяє їхня майже цілорічна вегетація у водоймах, висока швидкість поглинання металів з водного середовища, велика відносна площа поверхні клітин та значна стійкість до впливу підвищених концентрацій металів, яка забезпечується широким спектром позаклітинних і внутрішньоклітинних механізмів, спрямованих на їх детоксикацію [8, 9, 20, 21].

Перевагами використання мікроводоростей у процесах очищення води є їхня здатність до одночасного вилучення кількох важких металів, а також можливість подальшого відновлення як біомаси водоростей, так і самих металів (шляхом десорбції, кислотної екстракції або термічної обробки), що дає можливість для повторного використання біомаси або безпечної утилізації металів. Крім того, біосорбція не вимагає використання агресивних хімікатів і тому є екологічно безпечною. Також мікроводорості, крім біоремедіації, можна використовувати ще у певних біотехнологічних процесах, зокрема виробництві біопалива, біодобрива та біовугілля [9, 29]. Окрім зниження концентрації важких металів у стічних і природних водах, мікроводорості сприяють продукуванню кисню в процесі фотосинтезу, використовують CO<sub>2</sub> для росту, а також засвоюють

як органічні, так і неорганічні форми азоту, що призводить до зниження його концентрації у водному середовищі [9]. Проте використання біосорбції для видалення важких металів також має деякі недоліки, серед них швидке насичення активних центрів на поверхні клітин водоростей та оборотна сорбція металів на місцях зв'язування, що призводить до їхнього повторного переходу у водне середовище за певної зміни його фізико-хімічних умов [29].

Відомо [21], що як живі клітини, так і відмерла біомаса мікробіодоростей можуть використовуватися як біосорбенти. Основними перевагами застосування відмерлої біомаси є те, що неживі клітини водоростей не потребують жодних поживних речовин або специфічних умов навколишнього середовища і можуть бути ефективними в широкому діапазоні змін його параметрів, таких як температура, рН тощо. Крім того, вони придатні до тривалого зберігання, регенерації та повторного використання [20, 29].

Загалом, видалення важких металів з водного середовища з використанням мікробіодоростей є екологічно безпечним процесом, ефективність якого може бути підвищена завдяки подальшому вивченню основних механізмів біосорбції та біоаккумуляції. Крім того, зростання ефективності очищення води можливе шляхом застосування різних стратегій, зокрема іммобілізації клітин водоростей, створення водоростевих консорціумів та проектування нанокомпозитних матеріалів на основі мікробіодоростей [12].

## Висновки

Встановлено, що досліджувані водорості планктону та епіфітону у водоймах НПП «Голосіївський» здатні накопичувати значну кількість важких металів (Fe, Mn, Zn, Cu, Ni, Cr, Pb, Co) з водного середовища. Висока інтенсивність процесів біосорбції та біоаккумуляції, вочевидь, зумовлена великою відносною площею поверхні їхніх клітин, що забезпечує значний контакт з водним середовищем, а також особливостями будови клітинної оболонки.

Показано, що фітопланктон та фітоепіфітон характеризуються високими значеннями коефіцієнтів біологічного накопичення важких металів, які визначаються як структурно-функціональними та екологічними характеристиками водоростей, так і біологічним значенням металів та їхньою концентрацією у воді. Загалом за величиною коефіцієнтів біологічного накопичення у водоростях складено такий ряд металів:  $Fe > Mn > Zn > Ni > Cu, Cr > Co, Pb$ .

Встановлено, що фітоепіфітон вищих водних рослин, які відносяться до різних екологічних груп (занурені, з плаваючим на поверхні води листям та повітряно-водні), характеризується різним вмістом важких металів і відповідними значеннями коефіцієнтів біологічного накопичення. Це, ймовірно, зумовлено як відмінностями у структурі угруповань епіфітних водоростей і еколого-морфологічними особливостями рослин-

субстратів, так і закономірностями розподілу найбільш біодоступних розчинних форм досліджуваних металів у товщі води.

Накопичення мікроводоростями значної кількості важких металів, наявність ефективних механізмів зв'язування їхніх найбільш токсичних розчинних форм, а також іммобілізація та секвестрування металів у певних клітинних структурах призводять до зниження їхньої концентрації у водному середовищі, а отже, до його очищення та детоксикації. Такі властивості забезпечують відносну стійкість мікроводоростей до впливу важких металів і, в поєднанні з іншими їхніми характеристиками (широкий ареал, майже цілорічна вегетація, невибагливість до умов навколишнього середовища, високі коефіцієнти біологічного накопичення), дозволяють рекомендувати їх для розробки економічно доцільних та екологічно обґрунтованих методів очищення природних і стічних вод, забруднених важкими металами.

#### Список використаної літератури

1. Бок Р. Методы разложения в аналитической химии / Р. Бок.: пер. с англ. / [под ред. А.И. Бусева и Н.В. Трофимова]. Москва: Химия, 1984. 432 с.
2. Інструкція з відбирання, підготовки проб води і ґрунту для хімічного та гідробіологічного аналізу гідрометеорологічними станціями і постами. Затверджено наказом ДСНС України № 30 від 19.01.2016 р. <https://zakon.rada.gov.ua/rada/show/v0030388-16#Text>
3. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / За ред. В.Д. Романенка. НАН України. Ін-т гідробіології. Київ: Логос, 2006. 408 с.
4. Набиванець Б.И., Линник П.Н., Калабина Л.В. Кинетические методы анализа природных вод. Киев: Наук. думка, 1981. 140 с.
5. Набиванець Б.Й., Осадчий В.І., Осадча Н.М., Набиванець Ю.Б. Аналітична хімія поверхневих вод. Київ: Наук. думка, 2007. 456 с.
6. Національний Ботанічний сад ім. М.М. Гришка: ЦККП «СЦЕА». [www.nbg.kiev.ua/scientific\\_activity/scea/](http://www.nbg.kiev.ua/scientific_activity/scea/)
7. Разнообразие водорослей Украины / Под. ред. С.П. Вассера, П.М. Царенко. *Альгология*. 2000. Т. 10, № 4. 309 с.
8. Ali S.S., Hassan L.H.S, El-Sheekh M. Microalgae-mediated bioremediation: current trends and opportunities-a review. *Arch. Microbiol.* 2024. Vol. 206, N 8. Art. 343.
9. Chakravorty M., Nanda M., Bisht B. et al. Heavy metal tolerance in microalgae: Detoxification mechanisms and applications. *Aquat. Toxicol.* 2023. Vol. 260. Art. 106555.
10. Coutelot F., Kaplan D.I., Kersting A.B. et al. Effect of seasonal anoxia on geochemical cycling in a stratified pond: comparison to cooler pond conditions 40 years ago. *Sci. Total Environ.* 2025. Vol. 976. Art. 179337.
11. Gorbatiuk L.O., Pasichna O.O., Klochenko P.D. et al. Content of pollutants and their potential toxicity in the water bodies of the «Golosiyivsky» National Nature Park (Ukraine). *Hydrobiol. J.* 2025. Vol. 61, N 2. P. 61—74.
12. Goswami R.K., Agrawal K., Shah M. P., Verma P. Bioremediation of heavy metals from wastewater: a current perspective on microalgae-based future. *Lett. Appl. Microbiol.* 2022. Vol. 75, N 4. P. 701—717.
13. Ismail M.M., El Zokm G.M. Evaluation of the response of phytoplankton communities to heavy metal stresses using multi-statistical approaches, Alexandria coast, Egypt. *Intern. J. Environ. Sci. Technol.* 2023. Vol. 20. P. 13595—13608.
14. Kharchenko G.V., Shevchenko T.F., Klochenko P.D. Comparative characteristics of phytoepiphyton of water bodies of Kiev. *Hydrobiol. J.* 2009. Vol. 45, N 5. P. 15—23.
15. Klochenko P.D., Kharchenko G.V., Shevchenko T.F. Peculiarities of the distribution of epiphyton algae in water bodies of Kiev. *Ibid.* 2012. Vol. 48, N 3. P. 39—51.

16. Klochenko P.D., Kharchenko G.V., Zubenko I.B., Shevchenko T.F. Some peculiarities of accumulation of heavy metals by macrophytes and epiphyton algae in water bodies of urban territories. *Ibid.* 2007. Vol. 43, N 6. P. 46—57.
17. Klochenko P., Shevchenko T. Distribution of epiphytic algae on macrophytes of various ecological groups (the case study of water bodies in the Dnieper River basin). *Oceanol. Hydrobiol. St.* 2017. Vol. 46, Iss. 3. P. 283—293.
18. Klochenko P.D., Shevchenko T.F., Kharchenko G.V. Epiphyton algae of the water bodies of the Golosiyivsky National Nature Park (Ukraine). *Hydrobiol. J.* 2022. Vol. 58, N 3. P. 15—28.
19. Klochenko P.D., Shevchenko T.F., Vasilchuk T.A. et al. On the ecology of phytoepiphyton of water bodies of the Dnieper river basin. *Ibid.* 2014. Vol. 50, N 3. P. 41—54.
20. Kumar K.S., Dahms H.-U., Won E.-J. et al. Microalgae — a promising tool for heavy metal remediation. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 2015. Vol. 113. P. 329—352.
21. Leong Y.K., Chang J.-Sh. Bioremediation of heavy metals using microalgae: recent advances and mechanisms. *Bioresour. Technol.* 2020. Vol. 303. Art. 122886.
22. Linnik P.N., Leshchinskaya A.A., Nabivanets B.I. Methodology for investigating coexisting forms of chromium in natural waters. *Hydrobiol. J.* 1989. Vol. 25, N 2. P. 91—96.
23. Linnik P.N., Zhezherya V.A., Linnik R.P. Lability of metals in surface waters as the main characteristics of their potential bioavailability (a review). *Ibid.* 2018. Vol. 54, N 6. P. 3—26.
24. Pasichna O.O. Use of macrophytes for biomonitoring and purification of the aquatic environment at combined pollution by heavy metals. *Ibid.* 2013. Vol. 49, N 6. P. 72—79.
25. Pasichna O.O. Content of pigments in *Cladophora glomerata* under the influence of copper (II) and manganese (II) ions in the aquatic environment. *Ibid.* 2017. Vol. 53, N 1. P. 60—68.
26. Pasichnaya Ye.A. Toxicity of copper for hydrophytes: Accumulation, effects on photosynthesis, respiration and pigment system (a review). *Ibid.* 2002. Vol. 38, N 4. P. 103—118.
27. Ray S., Singh P.K., Mankotia S. et al. Iron homeostasis in plants and its crosstalk with copper, zinc, and manganese. *Plant Stress.* 2021. Vol. 1. Art. 100008.
28. Salama El.-S., Roh H.-S., Dev S. et al. Algae as a green technology for heavy metals removal from various wastewater. *World J. Microbiol. Biotechnol.* 2019. Vol. 35, N 5. Art. 75.
29. Spain O., Plöhn M., Funk Ch. The cell wall of green microalgae and its role in heavy metal removal. *Physiol. Plant.* 2021. Vol. 173, N 2. P. 526—535.
30. Tripathi Sh., Poluri K.M. Heavy metal detoxification mechanisms by microalgae: insights from transcriptomics analysis. *Environ. Pollut.* 2021. Vol. 285. Art. 117443.
31. Xiao X., Li W., Jin M. et al. Responses and tolerance mechanisms of microalgae to heavy metal stress: a review. *Mar. Environ. Res.* 2023. Vol. 183. Art. 105805.
32. Yang X.-Y., Wei Y.-X., Su Y.-Q. et al. The strategies microalgae adopt to counteract the toxic effect of heavy metals. *Microorganisms.* 2025. Vol. 13, N 5. Art. 989.
33. Zhezherya V.A., Linnik P.M. Peculiarities of the dynamics of some elements of hydrochemical regime in small water bodies of urban territories: coexisting forms of metals. *Hydrobiol. J.* 2022. Vol. 58, N 5. P. 85—104.
34. Zhezherya V., Linnik P., Linnik R. Labile fraction of metals in water bodies with different humic substances content and component composition of dissolved organic matter. *Chemistry and Ecology.* 2026. P. 1—28. <https://doi.org/10.1080/02757540.2026.2617637>.
35. Zhezherya V.A., Zhezherya T.P. Spatial and temporal changes in the concentration of nutrients in urban water body (on the example of Lake Verbne, Kyiv). *Hydrobiol. J.* 2021. Vol. 57, N 2. P. 96—107.

Надійшла 17.02.2026

O.O. Pasichna, PhD (Biol.), Senior Researcher,  
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,  
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine  
e-mail: ecopasichna@gmail.com  
ORCID 0009-0008-4297-5291

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

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

V.A. Zhezhera, PhD (Geogr.), Senior Researcher,  
Hydrometeorological Institute of the State Service of Emergencies of Ukraine and the  
NAS of Ukraine, Nauky Avenue, 37, Kyiv, 03028, Ukraine  
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,  
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine  
e-mail: zhezherava1981@gmail.com  
ORCID 0000-0002-1128-5270

M.O. Platonov, PhD (Biol.), Senior 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

L.O. Gorbatiuk, PhD (Tech.), 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

O.O. Godlevska, PhD (Phys. and Math.), Assoc. Prof.,  
National University of Life and Environmental Sciences of Ukraine,  
Heroyiv Oborony str. 15, Kyiv, 03041, Ukraine  
e-mail: godlevok@gmail.com  
ORCID 0000-0001-9446-1112

#### FEATURES OF HEAVY METAL ACCUMULATION BY MICROALGAE AND THEIR ROLE IN AQUATIC ENVIRONMENT DETOXIFICATION

It has been established that planktonic and epiphytic microalgae from water bodies of the Golosiyivsky National Nature Park (Kyiv, Ukraine) are capable of accumulating significant amounts of heavy metals, thereby contributing to water purification and detoxification. Phytoplankton and phytoepiphyton are characterized by high bioconcentration factors (BCFs) for metals, which are determined by their structural, functional, and ecological characteristics, as well as by metal concentrations in the water. The metals were ranked according to their BCFs as follows: Fe > Mn > Zn > Ni > Cu, Cr > Co, Pb. Metal accumulation in the phytoepiphyton of higher aquatic plants belonging to different ecological groups depends on the ecological and morphological characteristics of the macrophyte substrates and on the distribution of bioavailable dissolved metals within the water column. These results confirm the high potential of microalgae for bioremediation of waters contaminated with heavy metals.

**Keywords:** *phytoplankton, phytoepiphyton, heavy metal accumulation, bioconcentration factor (BCF), water bodies, detoxification, bioremediation, the Golosiyivsky National Nature Park.*

УДК 541.49:546.732/3:547.496.2

**О.В. ГУДЗЕНКО**, к. б. н., ст. наук. співроб., ст. дослідник,  
Інститут мікробіології і вірусології ім. Д.К. Заболотного НАН України,  
вул. Академіка Заболотного, 154, Київ, 03143, Україна  
e-mail: alena.gudzenko81@gmail.com  
ORCID 0000-0002-6103-6109

**Л.Д. ВАРБАНЕЦЬ**, д. б. н., проф., зав. відділу,  
Інститут мікробіології і вірусології ім. Д.К. Заболотного НАН України,  
вул. Академіка Заболотного, 154, Київ, 03143, Україна  
e-mail: varbanets\_imv@ukr.net  
ORCID 0009-0000-1172-4088

**В.О. ІВАНИЦЯ**, д. б. н., проф., чл.-кор. НАН України, проректор,  
Одеський національний університет ім. І.І. Мечникова,  
вул. Дворянська, 2, Одеса, 65029, Україна  
e-mail: v\_ivanit@ukr.net  
ORCID 0000-0001-5325-3800

## ФІБРИНОГЕНОЛІТИЧНА АКТИВНІСТЬ *BACILLUS LICHENIFORMIS* IMB B-8008, ВИДІЛЕНОГО З ДОННИХ ОСАДІВ ЧОРНОГО МОРЯ

---

Встановлено, що *Bacillus licheniformis* IMB B-8008, ізольований з донних осадів Чорного моря, синтезує протеазу, яка проявляє високу фібриногенолітичну активність, починаючи з третьої доби культивування. Показано, що суттєвий вплив на активність досліджуваного фермента має температура вирощування. Супернатант культуральної рідини *B. licheniformis* IMB B-8008 розщеплює не лише фібриноген, фібрин, еластин, а також казеїн та колаген. Очищений ензимний препарат з фібриногенолітичною активністю має рН-оптимум 10,0 і термооптимум 50 °С. Його молекулярна маса становить близько 24 кДа, питома активність — 335,4 од/мг білка.

**Ключові слова:** *Bacillus licheniformis*, донні осади Чорного моря, фібриногенолітична активність, рН-оптимум, термооптимум, молекулярна маса, питома активність.

Світовий океан є джерелом біологічно активних сполук з високим біотехнологічним потенціалом. Екстремальні та специфічні умови морського середовища зумовили еволюційну адаптацію гідробіонтів, що виражається у синтезі унікальних ферментів з різноманітною субстратною специфічністю. Такі ензими характеризуються термостабільністю,

---

Ц и т у в а н н я: Гудзенко О.В., Варбанець Л.Д., Іваниця В.О. Фібриногенолітична активність *Bacillus licheniformis* IMB B-8008, виділеного з донних осадів Чорного моря. *Гідробіол. журн.* 2026. Т. 62, № 5. С. 58—70.

галорезистентністю та активністю за низьких температур, що відкриває широкі перспективи для їх застосування у промисловій біотехнології та сучасній біомедицині [9, 16]. На сьогодні морські організми визнані важливим ресурсом для ензимології. З них виділено низку ферментів, що проявляють антимікробну, колагенолітичну та альгінатну активність [7—9, 16]. Окрему увагу привертають протеази, здатні до специфічного гідролізу таких білків крові, як фібриноген і фібрин [6, 11—15]. Їх ідентифікують як у представників морської фауни (*Annelida*, *Echinodermata*), так і в мікроорганізмах [8—21].

Попри значні успіхи з вивчення організмів, які мешкають у товщі води, поза увагою дослідників тривалий час залишалася мікрофлора бентосних біотопів. Донні відкладення є ключовим абіотичним компонентом водних екосистем, де концентрується основна маса органічної речовини та формуються складні мікробні консорціуми. Як невід’ємна ланка гідробіоценозу, бентосні мікроорганізми відіграють вирішальну роль у трансформації речовини та енергії, виступаючи головними деструкторами високомолекулярних полімерів. В умовах антропогенного навантаження та евтрофікації водойм ферментативна активність гідробіонтів-деструкторів визначає інтенсивність процесів самоочищення та кругообігу азотовмісних сполук. Особливий інтерес становить мікрофлора донних осадів Чорного моря, де в умовах специфічного гідрохімічного режиму формуються адаптовані спільноти з унікальними властивостями. До таких об’єктів належать бактерії роду *Bacillus*, здатні до синтезу фібриногенолітичних протеаз [3—5, 7, 9, 19, 21, 22], які завдяки високій тромболітичній активності та безпеці можуть виступати природною альтернативою синтетичним препаратам. Раніше [9] нами було ідентифіковано штам *Bacillus licheniformis* IMB B-8008, виділений із донних осадів Чорного моря, здатний до ефективної деструкції еластину.

Метою даної роботи було дослідити здатність *B. licheniformis* IMB B-8008 до синтезу протеази з фібриногенолітичною дією і визначити деякі її фізико-хімічні властивості.

### Матеріал і методика досліджень

Об’єктом дослідження був штам *B. licheniformis* IMB B-8008, ізольований з донних осадів Чорного моря. Для дослідження динаміки фібриногенолітичної активності та її накопичення в якості базового використовували середовище такого складу (г/дм<sup>3</sup>):  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  — 1,0;  $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$  — 0,75;  $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$  — 0,25;  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$  — 0,5; мальтоза — 1,0; желатин — 10,0; дріжджовий автолізат — 0,15, pH 7,0.

Культуру *B. licheniformis* IMB B-8008 вирощували у глибинних умовах за температури 28 °C у колбах Ерленмейєра (750 см<sup>3</sup>), які містили 100 см<sup>3</sup> живильного середовища. Біомасу відділяли центрифугуванням при 5000 g протягом 45 хв, потім в супернатанті культуральної рідини визначали протеолітичну активність. Для одержання очищеного ензиму до супернатанта культуральної рідини додавали суху сіль сульфату амонію до кінцевої концентрації 90% насичення. Суміш витримували 12—16 год за

температури 4 °С і центрифугували в тих же умовах. Осад збирали, розчиняли у трикратному об'ємі 3 М сульфату амонію. Для подальшої очистки застосовували методи гель-фільтрації та іонообмінної хроматографії. Гель-фільтрацію проводили на колонці (2,5×90 см) з нейтральним TSK-гелем — Toyopearl HW-65F (Toyo Soda, Японія), врівноважений 0,01 М Трис-НCl буфером до рН 7,8. Осад, отриманий в результаті фракціонування сульфатом амонію, розчиняли в 1,5 об'ємах 0,01 М Трис-НCl рН 7,8. Зразок наносили на колонку, елюювали тим же буфером зі швидкістю 90 мл/год. Фракції, які виявляли фібриногенолітичну активність, збирали, об'єднували та концентрували ( $\approx$  в 5 разів) упарюванням під вакуумом. Отримані зразки наносили на колонку (3×35 см) з Fractogel DEAE-650-M (Merck, Німеччина), врівноважену 0,01 М Трис-НCl буфером до рН 7,8. Елюцію проводили в лінійному градієнті NaCl (0—1 М, по 200 мл) зі швидкістю 24 мл/год.

Фібриногенолітичну активність визначали колориметрично [1]. За одиницю активності приймали таку кількість ензиму, яка каталізує гідроліз 1 мг фібриногену за 1 хв.

Вміст білка на всіх етапах дослідження реєстрували на спектрофотометрі СФ-26 при 280 нм, його кількість визначали за методом [1]. Інтенсивність забарвлення проб вимірювали при довжині хвилі 750 нм. Як стандарт використовували бичачий сироватковий альбумін.

Для дослідження впливу температури культивування на фібриногенолітичну активність штам *B. licheniformis* IMB B-8008 вирощували за температури 16, 28, 37 і 42 °С.

Визначення молекулярної маси ензиму у нативній системі проводили за допомогою гель-фільтрації на колонці (1,3×50 см) з Sepharose 6B. Вільний об'єм колонки, який був встановлений із застосуванням блакитного декстрану 2000, становив 20 мл. Колонку було врівноважено 0,01 М Трис-НCl буфером до рН 7,8. На колонку наносили 1 мл розчину ензиму (10 мг), збільшивши попередню густину розчину додаванням сахарози в кінцевій концентрації 0,5 М. Елюцію проводили тим же буфером з 0,1 М NaCl. Швидкість елюції — 0,2 мл/хв. Калібрувальну криву для розрахунку молекулярної маси будували за допомогою білків-маркерів (Pharmacia, Швеція): рибонуклеази (13,7 кДа), протеїнази К (25,0 кДа), овальбуміну курячого (43,0 кДа), бичачого сироваткового альбуміну (67,0 кДа).

Дослідження впливу температури та кислотності середовища проводили в інтервалі температур від 4 до 70 °С та рН від 2,0 до 12,0, останній створювали 0,01М універсальним фосфатним буфером (УФБ).

Термостабільність препаратів визначали за температури 37 °С (експозиція 90 хв), рН-стабільність — при показниках рН середовища 7,0, 8,0 та 9,0 (експозиція 120 хв). Після вичерпання часу дії на ензим відповідного фактору відбирали аліквоти по 0,5 мл і визначали активність, як описано вище.

Усі досліди проводили в 5—7 повторностях. Для проведення статистичного аналізу використовували *t*-критерій Ст'юдента. Дані представляли як середнє  $\pm$  стандартна помилка ( $M \pm m$ ) і вважали значущими при

$p < 0,05$ . Результати представлені у вигляді графіків, оброблених за допомогою Microsoft Excel 2007.

### Результати досліджень

В супернатанті культуральної рідини (СКР) *B. licheniformis* IMB B-8008 було виявлено доволі широкий спектр протеолітичної активності, а саме: фібриногенолітичну, фібринолітичну, еластолітичну, казеїнолітичну та колагеназну (табл. 1). Оскільки штам проявив високу еластолітичну та фібриногенолітичну активність, які перевищували показники відомих в світі продуцентів, отримані нами результати були захищені патентами України на винахід [2, 3], а щодо еластазної активності — викладені у статті [9]. Тому в цій статті наведено результати досліджень тільки щодо фібриногенолітичної активності.

Вивчення в динаміці культивування *B. licheniformis* IMB B-8008 позаклітинної фібриногенолітичної активності показало, що максимальне значення відмічається на третю добу (рис. 1). Починаючи з четвертої доби вирощування відмічали поступове зниження фібриногенолітичної активності.

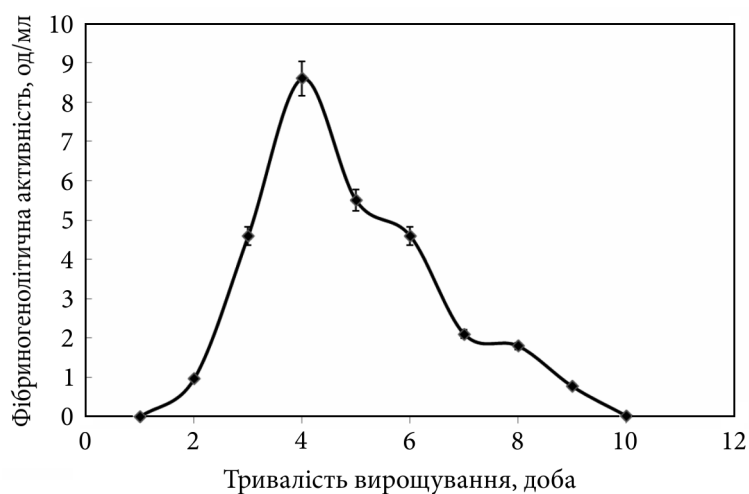
Суттєвий вплив на активність ензимів мав такий параметр культивування продуцента, як температура. Найбільша фібриногенолітична активність в супернатанті культуральної рідини *B. licheniformis* IMB B-8008 відмічалася за температури 28 °C (рис. 2).

Наступним етапом досліджень було підібрати умови для одержання очищеного препарату протеази з фібриногенолітичною активністю, насамперед відділити його від еластази. Для цього було застосовано комплекс класичних біохімічних методів, включно з висолюванням сульфатом амонію (табл. 2), який незначною мірою підвищує активність, але дає можливість сконцентрувати препарат для подальшої очистки.

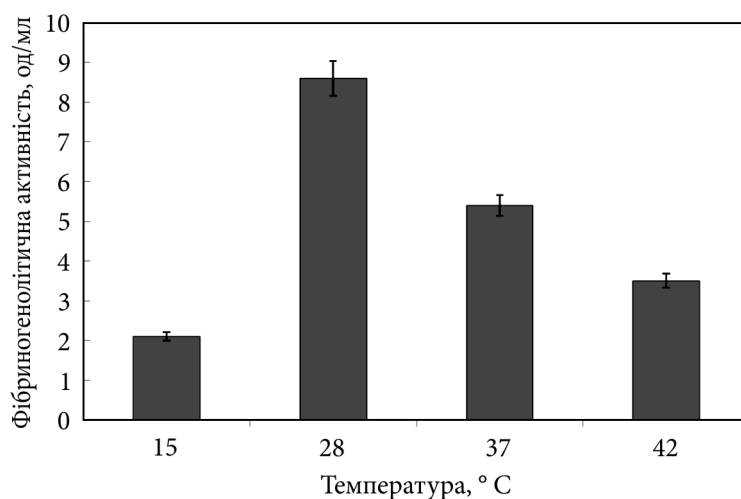
Так, в результаті гель-фільтрації 90% висолу сульфатом амонію на TSK-HW-65F було отримано дві фракції. В першій визначалася фібриногенолітична активність, а в другій — еластолітична (рис. 3). Це дало змогу підвищити активність фібриногенази в 15 разів порівняно з вихідною (129 од/мг білка, табл. 2) і позбавитися протеази з еластолітичною активністю.

Таблиця 1  
Спектр протеолітичної активності в СКР *B. licheniformis* IMB B-8008

| Активність         | Показники активності, од/мд |
|--------------------|-----------------------------|
| Фібриногенолітична | 8,6                         |
| Фібринолітична     | 4,2                         |
| Еластолітична      | 35                          |
| Колагенолітична    | 5                           |
| Казеїнолітична     | 1,35                        |



**Рис. 1.** Фібриногенолітична активність в динаміці вирощування *B. licheniformis* IMB B-8008



**Рис. 2.** Вплив температури культивування на фібриногенолітичну активність *B. licheniformis* IMB B-8008

Подальша очистка фракції 1 іонообмінною хроматографією на Frac-togel DEAE-TSK-650M з використанням градієнту NaCl (0—1 M) (рис. 4) призвела до значного підвищення питомої активності — до 335,4 од/мг білка, що в 39 разів вище від вихідної активності. Вихід очищеного ензи-му становив 1,12 %.

Гомогенність виділеного препарату з фібриногенолітичною актив-ністю була підтверджена гель-фільтрацією на колонці з Sepharose 6B і встановлена його молекулярна маса (рис. 5), яка становила близько 24 кДа.

Таблиця 2

Основні етапи очистки ензимного препарату *B. licheniformis* IMB B-8008

| Стадії очистки                                      | Загальний вміст білка, мг | Загальна активність, од | Вихід, % | Питома активність, од/мг білка | Ступінь очистки |
|-----------------------------------------------------|---------------------------|-------------------------|----------|--------------------------------|-----------------|
| Супернатант культуральної рідини                    | 2500                      | 175000                  | 100      | 8,6                            | —               |
| Осадження 90% сульфатом амонію                      | 1220                      | 92025                   | 48,8     | 12,5                           | 1,5             |
| Гель-фільтрація на Toyopearl HW-65F                 | 379,8                     | 48994,2                 | 15,192   | 129                            | 15              |
| Аніонообмінна хроматографія на Frac-togel DEAE-650M | 28                        | 9391,2                  | 1,12     | 335,4                          | 39              |

Гомогенність препарату підтверджується і даними щодо відсутності специфічності до еластину, казеїну і колагену (табл. 3). Що стосується специфічності до фібрину, то вона в 3,5 раза менше, ніж до фібриногену, і, як показали дослідники [7, 8], в одному ензимі специфічність до фібрину дуже часто корелює зі специфічністю до фібриногену.

Важливою характеристикою будь-яких ензимних препаратів є оптимальні параметри їхньої дії, зокрема рН і температура. Встановлено, що очищений ензимний препарат фібриногенази *B. licheniformis* IMB B-8008 активний в досить широкому інтервалі рН — від 6,0 до 12,0, з оптимумом при 10,0 (рис. 6), а також в діапазоні значень температури від 4 до 70 °С, з термооптимумом при 50 °С (рис. 7). Фібриногеназа стабільна в діапазоні досліджених температур протягом 30 хв (рис. 8).

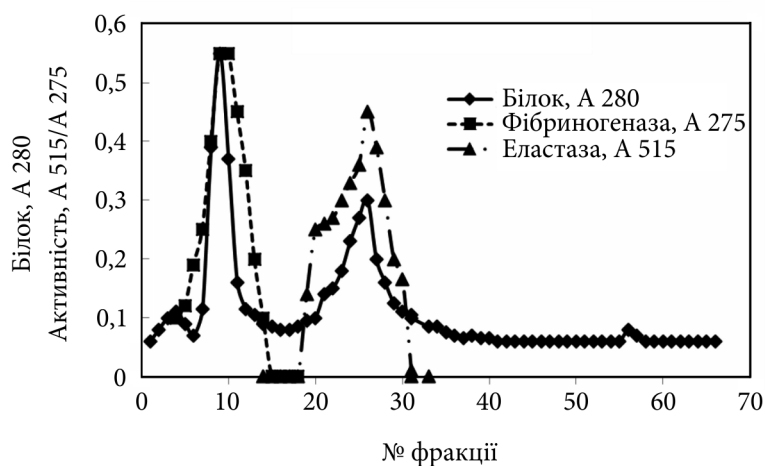


Рис. 3. Профіль елюції на TSK-HW-65F ензимного препарату *B. licheniformis* IMB B-8008

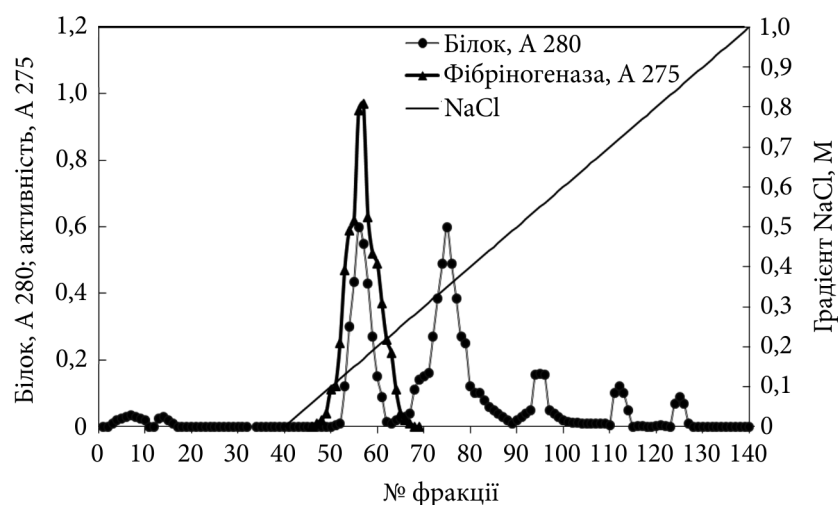


Рис. 4. Профіль елюції ензимного препарату *B. licheniformis* IMB B-8008 на Fractogel DEAE-650-M в градієнті NaCl (0—1 М)

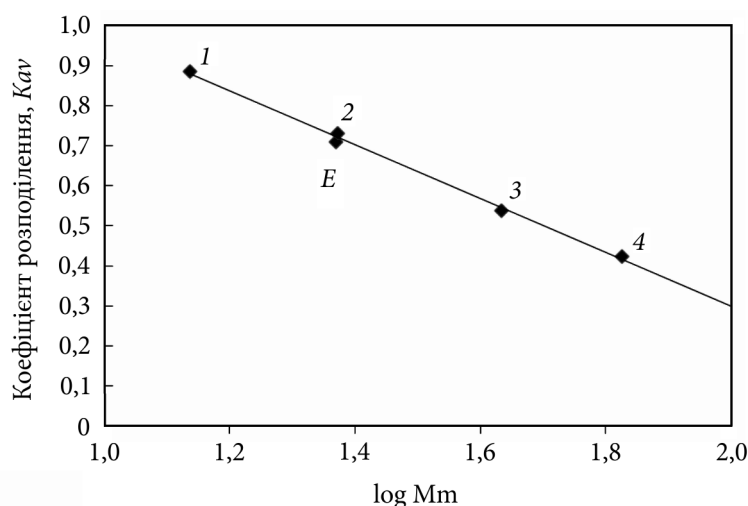


Рис. 5. Молекулярна маса фібриногенази *B. licheniformis* IMB B-8008 у нативній системі. Маркери молекулярних мас: 1 — рибонуклеаза (13,7 кДа); 2 — протеїназа К (25 кДа); 3 — овальбумін курячий (43 кДа); 4 — бичачий сироватковий альбумін (67 кДа); E — ензимний препарат *Bacillus licheniformis* IMB B-8008

Вивчення рН-стабільності (рис. 9) доводить, що ензим при температурі 30 °С і рН 9,0 та 10,0 на 100%, а при рН 11,0 — на 80—90 % зберігає активність протягом 90 хв.

Отже, показано, що *B. licheniformis* IMB B-8008 синтезує протеазу, яка проявляє високу фібриногенолітичну активність на третю добу культивування. Встановлено, що температура вирощування суттєво впливає на фібриногенолітичну активність. Визначено молекулярну масу отриманого очищеного ензимного препарату: вона становить близько 24 кДа. Тем-

Таблиця 3

Субстратна специфічність фібриногенази *B. licheniformis* IMB B-8008

| Субстрати  | Показники активності, од/мл білка |
|------------|-----------------------------------|
| Фібриноген | 335,4                             |
| Фібрин     | 95,83                             |
| Еластин    | 0                                 |
| Колаген    | 0                                 |
| Казеїн     | 0,12                              |

пература 50°C і рН 10,0 є оптимальними для гідролізу фібриногену *B. licheniformis* IMB B-8008, питома активність 335,4 од/мг білка.

### Обговорення результатів досліджень

Фібриногенолітична активність у мікроорганізмів зустрічається досить рідко. На сьогодні описані поодинокі штами з фібриногенолітичною активністю у *Bacillus thuringiensis* IMB B-7324, *B. cereus*, *B. subtilis*, *B. velezensis* [4, 5, 7, 21]. В СКР *B. licheniformis* IMB B-8008 визначено протеолітичну активність зі специфічністю до фібриногену, фібрину, еластину, казеїну та колагену. Використання класичних методів білкової хімії, таких як висолювання сульфатом амонію, гель-фільтрація та іонообмінна хроматографія, дозволило отримати очищений препарат фібриногенолітичного ферменту та підвищити його активність в 39 раз порівняно з вихідною. Молекулярна маса очищеного ферменту *B. licheniformis* IMB B-8008 становить близько 24 кДа, що можна порівняти з молекулярною масою фібринолітичних ферментів (18—38 кДа), виділених з інших видів *Bacillus* [12]. Так, молекулярна маса велефібринази була нижчою, ніж у

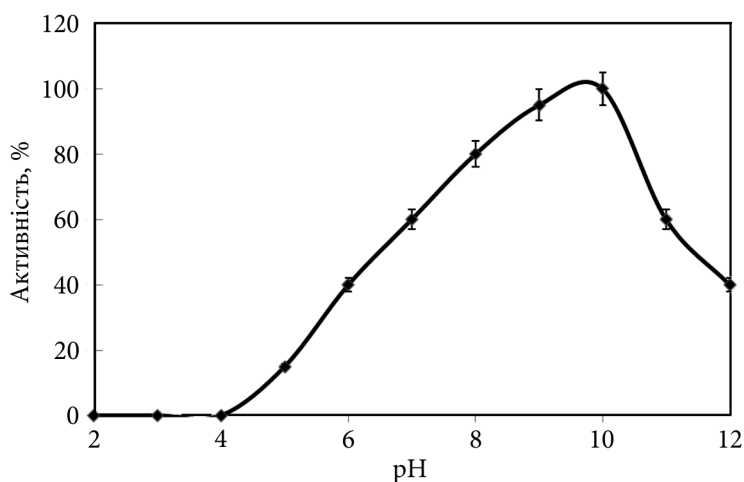


Рис. 6. pH-оптимум дії фібриногенази *B. licheniformis* IMB B-8008

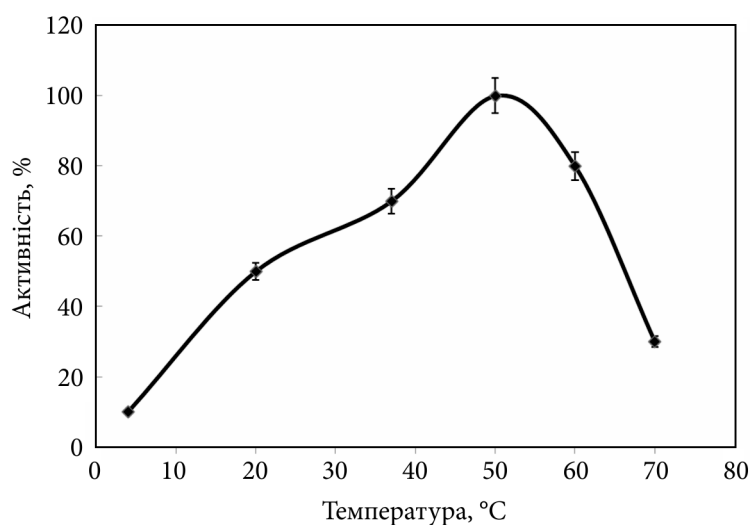


Рис. 7. Термооптимум дії фібриногенази *B. licheniformis* IMB B-8008

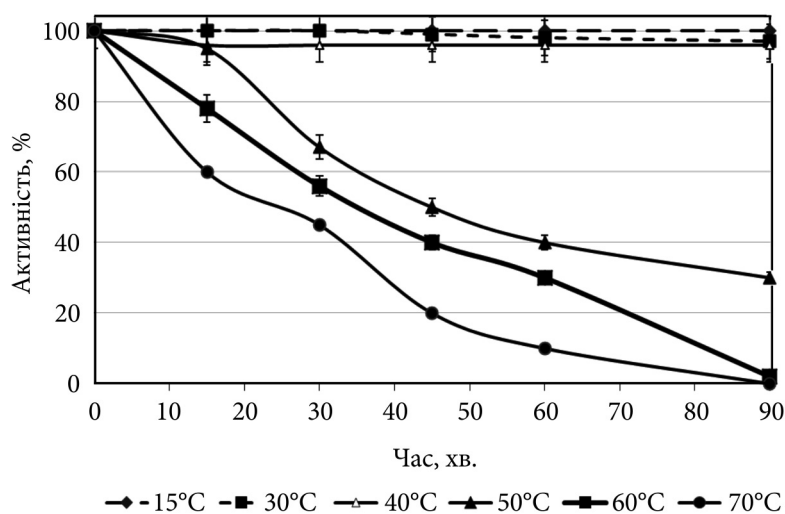


Рис. 8. Термостабільність фібриногенази *B. licheniformis* IMB B-8008

багатьох інших фібринолітичних ферментів, таких як брєвітромболаза (56 кДа) [14] та руселобін (51,3 кДа) [21], але також вищою, ніж у кількох фібринолітичних ферментів, таких як РАІЕМ (14,9 кДа) [6] та С142 (23,5 кДа) [7]. Низька молекулярна маса фібриногенази *B. licheniformis* IMB B-8008 може свідчити про компактну структуру ензиму, що часто корелює з його високою стабільністю у водних екосистемах.

Порівняльний аналіз фізико-хімічних властивостей показав, що досліджений штам має виражену адаптацію до лужних умов та підвищеної

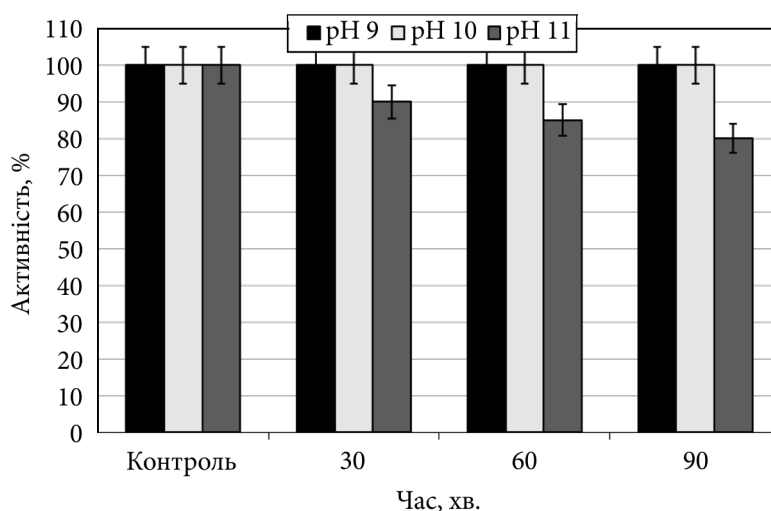


Рис. 9. pH-стабільність фібриногенази *B. licheniformis* IMB B-8008

температури. Оптимальними параметрами для гідролізу фібриногену ензимом *B. licheniformis* IMB B-8008 є pH 10,0 та температура 50 °C. Це свідчить про більш виражену термо- та алкалостабільність порівняно з фібринолітиками наземного походження. Наприклад, оптимальна температура для фібринолітичного ферменту штаму *Bacillus amyloliquefaciens* GUTU06 становить 45 °C, а для комерційних препаратів, таких як урокіназа та люмброкіназа — лише 20—37 °C [19]. Схожі характеристики (pH 9,0 і 50 °C) продемонстрував фермент FELP, що підтверджує загальну тенденцію до підвищеної резистентності протеаз морських гідробіонтів. Велефібриназа зберігала фібринолітичну активність у широкому діапазоні значень pH та температури, з оптимальним pH 7,0 та температурою 40 °C, що відповідає фізіологічному середовищу людського організму. Фібринолітичні ферменти *Streptomyces radiopugnans* VITSD8 [8] і *Serratia marcescens* [13], що походять з морського середовища, характеризуються аналогічними властивостями.

Варто зазначити, що пік накопичення фібриногенолітичної активності у *B. licheniformis* IMB B-8008 спостерігається на третю добу культивування. Температурний режим вирощування суттєво впливає на біосинтетичні можливості штаму, що характерно для мікроорганізмів, ізолюваних із донних осади, де температурні коливання є важливим регуляторним чинником метаболізму. Висока активність при pH 10,0 відрізняє фермент дослідженого штаму від багатьох інших бацил, таких як *B. toyjensis* (pH 6,0) або *B. subtilis* NatГН9 (pH 8,0). Здатність ферменту зберігати стабільність у лужному діапазоні вказує на його придатність не лише для біомедичних цілей, а й для промислового застосування, де процеси часто відбуваються за екстремальних значень pH. На відміну від ферментів, активність яких різко падає при відхиленні від нейтральних

значень через руйнування третинної структури [10], фібриногеназа *B. licheniformis* IMB B-8008 демонструє значну стійкість каталітичного центру, тому викликає особливий науковий і практичний інтерес. Протеази з фібриногенолітичною активністю високоспецифічно гідролізують С-кінцеві ділянки молекули фібриногену, відщеплюючи від його А $\alpha$ -, В $\beta$ -ланцюгів фрагменти різної величини. У більшості випадків внаслідок такої дії формуються 250 кДа Х-фрагменти фібриногену, які не полімеризуються під дією тромбіну. Вивчаючи функціонування окремих фрагментів молекули, можна зробити висновок щодо значення окремих її ділянок у протеїн-протеїнових та протеїн-клітинних взаємодіях [1, 6]. Крім того, фібриногенолітичний фермент *B. licheniformis* IMB B-8008: а) може бути використаний при вивченні процесів полімеризації фібриногену/фібрину; б) може розглядатися як основа для створення лікарських засобів, спрямованих на зменшення загрози внутрішньосудинного тромбоутворення шляхом обмеженого протеолізу фібриногену, що циркулює у кровотоці пацієнта; в) може входити до складу препаратів, які запобігають згортанню крові та знижують артеріальний тиск. Антикоагуляційний ефект протеази підсилюється й тим, що значна частина цих ензимів впливає також на тромбоцитарну ланку системи гемостазу, інгібуючи агрегацію тромбоцитів [19, 20].

Унікальність біохімічних властивостей досліджуваного мікроорганізму та його ферментного комплексу підтверджена отриманням двох патентів України на винахід [2, 3]. Зокрема, задекларовано спроможність штаму виступати активним продуцентом ферментів зі специфічністю не тільки до фібриногену, а й фібрину та еластину, що є рідкісною та цінною властивістю для протеаз мікробного походження. Такі характеристики штаму, виділеного з донних осадів, вказують на його високий адаптивний потенціал у деградації складних білкових агрегатів у природних гідроеко-системах.

## Висновки

Встановлено, що активність позаклітинної фібриногенази *Bacillus licheniformis* IMB B-8008 суттєво залежить від терміну культивування та температурного режиму. В супернатанті культуральної рідини (СКР) відмічали широкий спектр субстратної специфічності (фібриноgeno-, фібрино-, еласто-, казеїно- та колагенолітична активність). Показано, що молекулярна маса очищеного ензимного препарату становить близько 24 кДа, рН-оптимум — 10,0, термооптимум — 50 °С, питома активність — 335,4 од/мг білка. Висока ферментативна активність та стабільність у лужному середовищі роблять досліджувану фібриногеназу перспективною для використання в біотехнології та медицині як ефективного агента для розщеплення фібриногену.

## Список використаної літератури

1. Варбанець Л.Д., Мацелюх Е.В. Пептидазы микроорганизмов и методы их исследования. Киев: Наук. думка, 2014. 323 с.

2. Гудзенко О.В., Іваниця В. О., Підгорський В.С. та ін. Штам *Bacillus licheniformis* IMV B-8008 — продуцент позаклітинної еластази. Патент на винахід. Бюл. № 47. 26.11.2024.
3. Іваниця В. О., Гудзенко О.В., Підгорський В.С. та ін. Штам *Bacillus licheniformis* IMV B-8008 — продуцент позаклітинної протеїнази з фібриногенолітичною активністю. Патент на винахід. Бюл. № 14. 09.04.2026.
4. Нідялкова Н.А., Мацелюх О.В., Варбанець Л.Д. Оптимізація середовища для синтезу фібриногенолітичної пептидази *Bacillus thuringiensis* IMB B-7324. *Біотехнологія*. 2012. Т.5, №4. С.74-81.
5. Birolli W.G., Lima R.N., Porto A.L.M. Applications of marine-merived microorganisms and their enzymes in biocatalysis and biotransformation, the underexplored potentials. *Frontiers in microbiology*. 2019. Vol. 10. P. 1453. [https:// doi:10.3389/fmicb.2019.01453](https://doi.org/10.3389/fmicb.2019.01453)
6. Chernyshenko V., Platonova T., Makogonenko Y. et al. Fibrin(ogen)olytic and platelet modulating activity of a novel protease from the *Echis multisquamatis* snake venom. *Biochimie*. 2014. Vol.105. P. 76—83. [https:// doi: 10.1016/j.biochi.2014.06.015](https://doi.org/10.1016/j.biochi.2014.06.015)
7. Choi J.H., Kim J.E., Kim S. et al. Purification and partial characterization of a low molecular fibrinolytic serine metalloprotease C142 from the culture supernatant of *Bacillus subtilis* C142. *Int. J. Biol. Macromol.* 2017. Vol. 104. P:724—731. [https:// doi: 10.1016/j.ijbiomac.2017.06.025](https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2017.06.025)
8. Dhamodharan D., Naine J.S., Keziah M.S. et al. Novel fibrinolytic protease producing *Streptomyces radiopugnans* VITSD8 from marine sponges. *Mar. drugs*. 2019; Vol. 17. P.164. [https:// doi: 10.3390/md17030164](https://doi.org/10.3390/md17030164)
9. Gudzenko O.V., Varbanets L.D., Ivanytsia V.O. Elastase activity of *Bacillus licheniformis* IMV B-8008, isolated from the Black sea bottom sediments. *Hydrobiol. J.* 2025. Vol. 61, N 2. P. 82-92 [https:// DOI: 10.1615/HydrobJ.v61.i2.70](https://doi.org/10.1615/HydrobJ.v61.i2.70)
10. Jamali A.M., Kethamreddy M., Burkett B.J. et al. PET and SPECT Imaging of ALS: An Educational Review. *Mol Imaging*. 2023. 5864391. [https://doi:10.1155/2023/5864391](https://doi.org/10.1155/2023/5864391)
11. Jiang T., Zhang B., Zhang H. et al. Purification and properties of a plasmin-like marine protease from Clamworm (*Perinereis aibuhitensis*). *Mar. Drugs*. 2024. Vol. 22, N 2. P. 68 ([https:// doi:10.3390/md22020068](https://doi.org/10.3390/md22020068)).
12. Kotb E. Activity assessment of microbial fibrinolytic enzymes. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 2013. Vol. 97. P.:6647—6665. [https://doi: 10.1007/s00253-013-5052-1](https://doi.org/10.1007/s00253-013-5052-1)
13. Krishnamurthy A., Belur P.D. A novel fibrinolytic serine metalloprotease from the marine *Serratia marcescens* subsp. *sakuensis*: Purification and characterization. *Int. J. Biol. Macromol.* 2018. Vol. 112. P:110—118. [https://doi: 10.1016/j.ijbiomac.2018.01.129](https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2018.01.129)
14. Majumdar S., Sarmah B., Gogoi D. et al. Characterization, mechanism of anticoagulant action, and assessment of therapeutic potential of a fibrinolytic serine protease (Brevithrombolase) purified from *Brevibacillus brevis* strain FF02B. *Biochimie*. 2014. Vol. 103. P: 50—60. [https://doi: 10.1016/j.biochi.2014.04.002](https://doi.org/10.1016/j.biochi.2014.04.002)
15. Nascimento T.P., Sales A.E., Porto T.S. et al. Purification, biochemical, and structural characterization of a novel fibrinolytic enzyme from *Mucor subtilissimus* UCP 1262. *Bioprocess Biosyst. Eng.* 2017. Vol. 40. P:1209—1219. ([https://doi: 10.1007/s00449-017-1781-3](https://doi.org/10.1007/s00449-017-1781-3)).
16. Ramnrez-Carretero S, Miranda-Zaragoza B, Simxes N. et al. Marine bioprospecting: enzymes and stress proteins from the sea anemones *Anthopleura dowii* and *Lebrunia neoglecta*. *Mar. Drugs*. 2024. Vol. 22, N 1. P.12. (<https://doi.org/10.3390/md22010012>).
17. Razzaq A., Shamsi S., Ali A. et al. Microbial proteases Applications. *Front. Bioeng. Biotechnol.* 2019. Vol. 7, N 110. P. 118 [https://doi:10.3389/fbioe.2019.00110](https://doi.org/10.3389/fbioe.2019.00110)
18. Singh R., Gautam P., Sharma C. et al. Fibrin and fibrinolytic enzyme cascade in thrombosis: unravelling the role. *Life* 2023. Vol. 13. P. 2196. <https://doi.org/10.3390/life131121>

19. Wu J., Lan G., He N. et al. Purification of fibrinolytic enzyme from *Bacillus amylo-liquefaciens* GUTU06 and properties of the enzyme. *Food Chem.* X. 2023. Vol. 20. P. 100896. <https://doi.org/10.1016/j.fochx.2023.100896>
20. Yang H., Liu Y., Ning Y. et al. Characterization of an intracellular alkaline serine protease from *Bacillus velezensis* SW5 with fibrinolytic activity. *Curr. Microbiol.* 2020. Vol. 77. P.1610—1621 <https://doi.org/10.1007/s00284-020-01977-6>
21. Zhou Y., Chen H., Yu B. et al. Purification and characterization of a fibrinolytic enzyme from marine *Bacillus velezensis* Z01 and assessment of Its therapeutic efficacy In vivo. *Microorganisms.* 2022. Vol. 10, N 5: P:843. <https://doi.org/10.3390/microorganisms10050843>

Надійшла 27.03.2026

O.V. Gudzenko, PhD (Biol.), Senior Researcher, Senior Researcher,  
D.K. Zabolotny Institute of Microbiology and Virology of the NAS of Ukraine,  
Academician Zabolotny Str., 154, Kyiv, 03143, Ukraine  
e-mail: alena.gudzenko81@gmail.com  
ORCID 0000-0002-6103-6109

L.D. Varbanets, Dr. Sci. (Biol.), Prof., Head of Department,  
D.K. Zabolotny Institute of Microbiology and Virology of the NAS of Ukraine,  
Academician Zabolotny Str., 154, Kyiv, 03143, Ukraine  
e-mail: varbanets\_imv@ukr.net  
ORCID 0009-0000-1172-4088

V.O. Ivanytsia, Dr. Sci. (Biol.), Prof., NAS Corresp. member, Vice-Rector,  
I.I. Mechnikov Odesa National University,  
Dvoryanska Str., 2, Odesa, 65029, Ukraine  
e-mail: v\_ivanit@ukr.net  
ORCID 0000-0001-5325-3800

#### FIBRINOGENOLYTIC ACTIVITY OF *BACILLUS LICHENIFORMIS* IMV B-8008 ISOLATED FROM THE BLACK SEA BOTTOM SEDIMENTS

It was established that *Bacillus licheniformis* IMV B-8008, isolated from the bottom sediments of the Black Sea, synthesizes a protease that exhibits high fibrinogenolytic activity, starting from the third day of cultivation. It was shown that the temperature of cultivation has a significant effect on the activity of the studied enzyme. The supernatant of the culture liquid of *Bacillus licheniformis* IMV B-8008 hydrolysed not only fibrinogen, fibrin, elastin, but also casein and collagen. The purified enzyme preparation with fibrinogenolytic activity had a pH-optimum of 10.0, and a thermooptimum of 50 °C. Was molecular weight is about 24 kDa, specific activity 335.4 U/mg of protein.

**Key words:** *Bacillus licheniformis* IMV B-8008, bottom sediments of the Black Sea, fibrinogenolytic activity, pH, thermo-optimum, molecular weight, specific activity.

УДК 556.53:504.064 (477.52)

**О.С. ДАНИЛЬЧЕНКО**, к. г. н., доцент,  
Сумський державний педагогічний університет імені А.С. Макаренка,  
вул. Роменська, 87, Суми, 40002, Україна  
e-mail: olena\_danylchenko@ukr.net  
ORCID 0000-0003-2881-843X

**А.О. КОРНУС**, к. г. н., доцент,  
Сумський державний педагогічний університет імені А.С. Макаренка,  
вул. Роменська, 87, Суми, 40002, Україна  
e-mail: a\_kornus@ukr.net  
ORCID 0000-0002-5924-7812

**О.Г. КОРНУС**, к. г. н., доцент,  
Сумський державний педагогічний університет імені А.С. Макаренка,  
вул. Роменська, 87, Суми, 40002, Україна  
e-mail: olesyakornus@gmail.com  
ORCID 0000-0001-7469-7291

**О.М. КОРОЛЬ**, к. п. н., доцент,  
Сумський державний педагогічний університет імені А.С. Макаренка,  
вул. Роменська, 87, Суми, 40002, Україна  
e-mail: korolelena1976@gmail.com  
ORCID 0000-0003-0175-3824

### ГІДРОЕКОЛОГІЧНА ОЦІНКА МАЛОЇ РІЧКИ ОХТИРКИ ТА ПРОПОЗИЦІЇ ЩОДО ЇЇ РЕВІТАЛІЗАЦІЇ

---

*Стаття присвячена оцінці гідроекологічного стану малої річки Охтирки та пропозиціям по її ревіталізації. Мета дослідження полягає у встановленні змін складових водного балансу басейну р. Охтирки, оцінці екологічного стану річки від витoku до гирла та рекомендації водоохоронних заходів з її відновлення. Проаналізовано складові рівняння водного балансу басейну р. Охтирки за періоди 1980—2000 та 2001—2020 рр., встановлено, що річна кількість атмосферних опадів зменшилась у другий період на 11,6 %, випаровування зросло на 1,7 %, а шар стоку значно зменшився — на 55 % (85 мм). З'ясовано, що 56 % довжини р. Охтирки за візуальною тест-методикою характеризується «задовільним» екологічним станом, а 44 % — від східної околиці міста Охтирка, включно з гирловою ділянкою — «незадовільним» екологічним станом. Для ревіталізації р. Охтирки запропоновано низку водоохоронних заходів, серед яких: повсюдне виділення та виведення в природу водоохоронних зон (ВЗ) та прибережних захисних смуг (ПЗС), перегляд зарегульованості, розробка паспорту водного об'єкта, забезпечення раціональної організації басейну річки та ін.*

**Ключові слова:** водний баланс, екологічний стан, р. Охтирка, візуальна тест-методика, ревіталізація.

---

Ц и т у в а н н я: Данильченко О.С., Корнус А.О., Корнус О.Г., Король О.М. Гідроекологічна оцінка малої річки Охтирки та пропозиції щодо її ревіталізації. *Гідробіол. журн.* 2026. Т. 62, № 5. С. 71—90.

Сьогодні екологічний стан малих річок є однією з найбільш гострих проблем довкілля. Малі річки особливо чутливі до змін у навколишньому ландшафті, адже будь-які процеси, що відбуваються на їхніх водозборах, швидко відображаються на стані самої річки. Саме тому оцінка екологічного стану річки дозволяє отримати важливі висновки про «здоров'я» всього водозбору. В Україні, зокрема у Сумській області, малі річки активно міліють, забруднюються, замулюються та заростають, перетворюючись на слабопроточні або майже стоячі водойми [7, 8]. Подібні проблеми характерні і для лівобережної притоки р. Ворскли суббасейну Середнього Дніпра, річки Охтирки, екологічний стан якої потребує систематичного дослідження та моніторингу. Актуальності дослідженню додає той факт, що р. Охтирка маловивчена: інформація про неї має фрагментарний характер, при описі досліджень басейну р. Ворскли [7, 15], або носить гідрохімічну періодичну направленість [1, 2, 6], а дослідження екологічного стану річки від витoku до гирла проводиться вперше.

Мета дослідження — оцінити гідроекологічний стан малої річки Охтирки та розробити пропозиції щодо її ревіталізації. Реалізується мета через низку завдань: встановити зміни складових водного балансу басейну р. Охтирки; здійснити оцінку екологічного стану річки від витoku до гирла; проаналізувати гідрохімічний стан річки та запропонувати водоохоронні заходи для її ревіталізації.

### Матеріал і методика досліджень

Для кількісного оцінювання водних ресурсів басейну річки, а також оцінки впливу кліматичних змін на гідрологічний цикл нами використано метод водного балансу. Цей метод ґрунтується на законі збереження маси в замкнутій системі, прибутковою частиною водного балансу виступають атмосферні опади, а витратною — сумарне випаровування, водний стік та зміна запасу вологи в ґрунтах і породах [9, 12]. Елементи водного балансу аналізували за два періоди: 1980—2000 рр. та 2001—2020 рр. на основі даних Українського гідрометеорологічного інституту ДСНС України та НАН України [11].

Для оцінки екологічного стану р. Охтирки застосовували тест-методику за візуальною оцінкою для малої річки, що викладена у монографії [13], яку було дещо розширено. Ця методика була змінена і адаптована до середньої річки та детально описана у джерелі [15], а також неодноразово апробована на середніх та малих річках Сумської області [7, 8].

Слід зазначити, що подібні методики широко висвітлюються у зарубіжних публікаціях [14, 16—18]. Зокрема, широко цитована методика «Протокол візуальної оцінки водотоку» (Stream Visual Assessment Protocol) [14, 16], швидка візуальна оцінка стану річки, розроблена як експрес-метод для оцінювання стану річки без складних лабораторних аналізів, ґрунтується на візуальному огляді фізичних та біологічних характеристик потоку (стан русла, гідрологічні зміни, сталість берегів) та прибережних зон. Простий польовий метод оцінки екологічного стану прибережного середовища річки та гідроморфологічних змін русла описано у

праці [18]. Оцінка екологічного середовища у річково-прибережних зонах на основі протоколу гідроморфологічної оцінки [17] базується на польовому описі характеристик русла, прибережної рослинності та ступеню природності берегів. Доцільність методики візуальної оцінки полягає в тому, що її реалізація дає первинну оцінку екологічного стану річки та дозволяє попередньо ідентифікувати ділянки з деградованою прибережною екосистемою, що, зі свого боку, важливо для моніторингу і планування природоохоронних заходів [16].

Класична методика, на якій базується дане дослідження, включає три блоки: оцінка річки (11 запитань), оцінка заплави (13 запитань), оцінка змін що сталися за останні 10—15, 25—40 і більше років (2 запитання) та представлена у вигляді тест-таблиці ([13], с. 277—287). Тест-методика зазнала незначної перебудови: додано чотири запитання, перенесено деякі запитання між блоками та змінено загальну суму балів.

Перший блок визначає стан річки, її русла та характеристики річкової води. Досліджуються такі параметри річки: природність русла, зарегульованість греблями (необхідно попередньо, використовуючи застосунок Google Earth або аналогічний, обрахувати площу штучних водойм на водотоці та його довжину, а потім визначити зарегульованість), швидкість течії (визначається безпосередньо на річці), замуленість русла (визначається потужність мулу), засміченість, заростання русла та видовий склад рослинності (враховується кількість видів та їх переважання), рибне населення річки (за опитуванням місцевих рибалок); стан берегів та наявність слідів водної ерозії; характеристики річкової води (прозорість, колір, запах, температура); водокористування (наявність водоспоживання та водовідведення). Цей блок було доповнено п'ятьма запитаннями: розширено запитання про характеристики річкової води (колір, запах) та перенесено з другого блоку три запитання про водокористування.

Другий блок оцінює стан заплави річки, до нього входять такі запитання: співвідношення природних та антропогенних екосистем, ширина непорушеної частини заплави, наявність та ширина водоохоронної зони (ВЗ), наявність та ширина прибережної захисної смуги (ПЗС) їхня засміченість, ступінь порушеності природних ландшафтів річкової долини, ступінь деградації природних біоценозів заплави та характер цієї деградації, сліди водної ерозії ґрунтів заплави і надзаплавних терас, рівень рекреаційного навантаження, характер господарського використання заплави, селітебність. Блок доповнено запитаннями про наявність і ширину ВЗ, ПЗС та ступінь їхнього забруднення, а так як ВЗ та ПЗС не виділені у натуру, визначалася наявна їхня ширина, ступінь порушеності та забруднення.

Третій блок містить два запитання, які показують глибину і характер змін, що відбуваються з річкою, у порівняно з тим станом, який пригадують старожили: зміни, що сталися з річкою за останні 25—40 років та зміни, що сталися за останні 10—15 років. Цей блок є єдиним, що оцінюється лише за допомогою опитування місцевих жителів. Для отриман-

ня надійних результатів має бути опитано мінімум 10 респондентів. При опитуванні використовуються запитання тест-методики [13].

У цілому тест-методика складається з 30 запитань. Наприкінці тесту-методики розміщено ключ для підрахунків результатів тестування річки: якщо сума балів становить понад 270 (80 % та більше від максимально можливих), то річка знаходиться у «доброму» стані, 269—210 (79—65 % від загальної суми) балів — «ще добрий» стан, 209—150 (64—45 % від загальної суми) балів — «задовільний» стан, 149—90 (44—25 % від загальної суми) балів — «незадовільний» стан, менше 90 (<24 % від загальної суми) балів — «вкрай важкий» стан. Після проведеного обстеження складається акт обстеження екологічного стану річки та готується лист-звернення до органів влади щодо покращення стану річки та рекомендуються водоохоронні заходи [13].

Оцінку екологічного стану р. Охтирка здійснено під час участі у проєкті «Ековізія Охтирської громади: комплексне екологічне планування для сталого майбутнього», а саме, при виконанні польових досліджень у жовтні 2024 р. досліджено річку від витoku до гирла за наступними точками, які представлені у таблиці 1.

Відбір проб річкової води для встановлення хімічного складу здійснено у точках 5, 10, 11: вище м. Охтирка, у центрі та на західній окраїні міста, відповідно. Гідрохімічні дослідження з визначення вмісту у відібраних пробах води йонів амонію, нітратів, нітритів, сульфатів, ортофосфатів, хлоридів, флуоридів, вмісту йонів феруму та купруму, а також зна-

Таблиця 1

## Точки дослідження екологічного стану р. Охтирки

| № точок | Назви                                                      | Координати                |
|---------|------------------------------------------------------------|---------------------------|
| 1       | Початок річки                                              | 50°15'11.5"N 35°05'41.7"E |
| 2       | Ставок (с. Кудряве)                                        | 50°15'24.2"N 35°05'10.4"E |
| 3       | Село Веселий Гай                                           | 50°16'07.5"N 35°04'10.7"E |
| 4       | Ставок (с. Веселий Гай)                                    | 50°16'53.3"N 35°03'00.7"E |
| 5       | Ставок «Дамба» (вище греблі)                               | 50°18'02.5"N 34°56'41.7"E |
| 6       | Нижче греблі ставка «Дамба» (східна окраїна міста)         | 50°17'58.9"N 34°56'35.4"E |
| 7       | Місто Охтирка (поблизу пров. Криничного)                   | 50°18'12.4"N 34°54'33.4"E |
| 8       | Місто Охтирка (поблизу вул. Шевченка)                      | 50°18'20.0"N 34°54'26.5"E |
| 9       | Місто Охтирка (поблизу вул. Батюка)                        | 50°18'18.0"N 34°53'48.2"E |
| 10      | Центр міста Охтирка (Охтирський центральний парк)          | 50°18'28.9"N 34°53'28.5"E |
| 11      | Місто Охтирка (західна окраїна, поблизу пров. Героїв Крут) | 50°18'20.0"N 34°51'57.0"E |
| 12      | Гирло річки                                                | 50°18'44.1"N 34°50'38.4"E |

чення рН здійснено у лабораторії фізико-хімічних досліджень на кафедрі біології людини, хімії та методики навчання хімії Сумського державного педагогічного університету ім. А.С. Макаренка, а їхні результати наведено у праці [2].

### Результати досліджень та їх обговорення

**Гідрологічна характеристика річки.** Річка Охтирка — мала річка, ліва притока р. Ворскли, за даними довідника довжиною 32 км, площею басейну 163 км<sup>2</sup> [3] за іншими даними довжиною 28 км, площею басейна 128,9 км<sup>2</sup> [10], довжина річки, встановлена під час експедиції, становить 25,1 км. Річка бере початок на південний схід від с. Кудряве, перетинає м. Охтирку зі сходу на захід і впадає в р. Ворсклу на південно-західній околиці міста. Долина річки коритоподібна, заплава у пригирловій частині заболочена. Перепад висот між заплавою і терасою річки становить 6—10 м. Русло слабозвивисте, шириною від 0,5 до 20 м, глибиною 0,2—1,5 м (максимально до 2,5 м), швидкість течії — 0,02—0,25 м/с, влітку у верхів'ї пересихає, зарегульоване кількома ставками, місцями заросле рослинністю та заболочене.

Річка не має постійних приток, лише біля с. Високе у річку впадає струмок довжиною 3,2 км, течія в якому спостерігається лише під час весняного водопілля та біля с. Вербове у річку впадає струмок, що тече по днищу балки, довжиною 9,2 км, постійну течію струмок має на відстані 1 км до впадіння у р. Охтирку і то не в усі роки.

Річка зарегульована кількома ставками: перша гребля побудована біля с. Кудряве (за способом пропускання води — це водозливна гребля), другий ставок знаходиться у с. Веселий Гай (гребля нерегульована), на східній околиці м. Охтирки розташований ставок «Дамба», що утворився завдяки підйому води, має довжину 2,3 км, площу водного дзеркала 54,7 га (гідротехнічна споруда на цей час з мінімальним пропуском води), у центрі міста, на території парку «Кнежа» знаходиться невеликий русловий ставок, який утворився у результаті підйому води через спорудження примітивної греблі. Загалом на річці знаходиться штучних водойм площею 72,8 га, що у розрахунку на 1 км річки становить 2,9 га. Греблі мають істотний вплив на гідрологічний режим та екологічний стан річки: уповільнюють течію, сприяють замуленню та заростанню русла, підвищують рівень ґрунтових вод вище греблі.

За даними Українського гідрометеорологічного інституту ДСНС України та НАН України [11] встановлено кількісні значення елементів водного балансу для двох періодів спостережень (1980—2000 рр. та 2001—2020 рр.), що представлені на рисунках 1, 2 та наведені у таблиці 2. Рівняння водного балансу не замикається, тобто алгебраїчна сума його складових не дорівнює нулю. При визначенні водно-балансових співвідношень у межах річкових басейнів завжди є нев'язка (похибка) розрахунку водного балансу, при цьому чим менше нев'язка, яка визначається як остачний член рівняння водного балансу, тим точніше складений водний

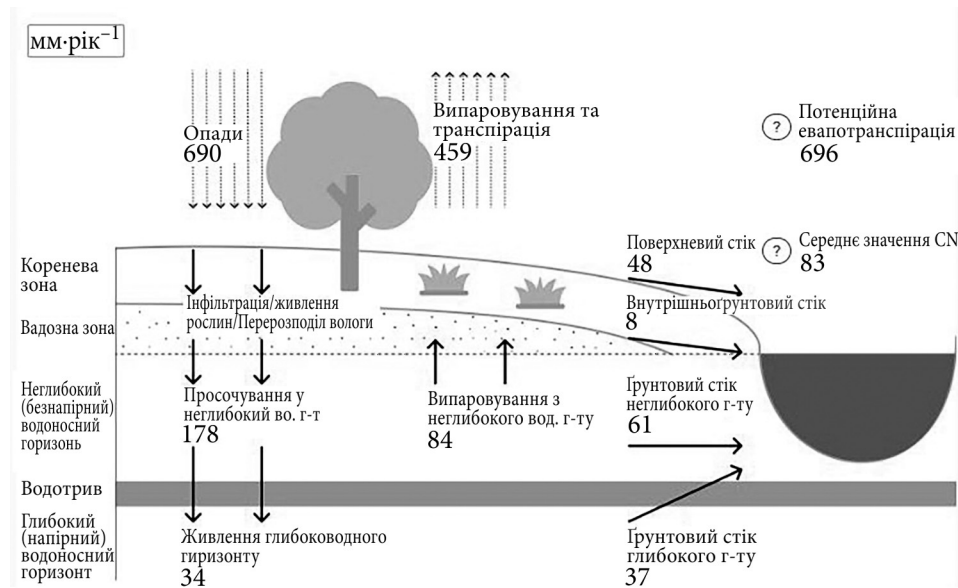


Рис. 1. Водний баланс басейну р. Охтирки за період 1980—2000 рр. [11]

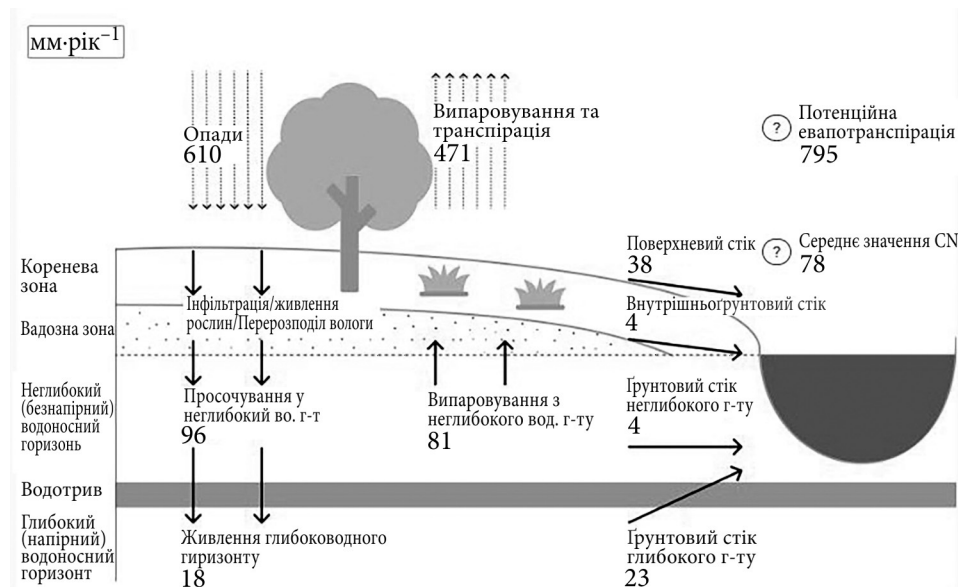


Рис. 2. Водний баланс басейну р. Охтирки за період 2001—2020 рр. [11]

баланс. Прийнятними є розрахунки водного балансу з похибкою до 10 % від кількості опадів.

Водний баланс басейну р. Охтирки за період 1980—2000 рр. складав :  $690 = 543 + 154$  (мм). Похибка (нев'язка) розрахунку водного балансу складає 7 мм, яка становить близько 1 % від кількості опадів, що є прийнятним.

Таблиця 2

## Складові водного балансу басейну р. Охтирки за періоди 1980—2000 та 2001—2020 рр.

| Періоди         | Елементи водного балансу |                   |               | Нев'язка (похибка), мм (%) |
|-----------------|--------------------------|-------------------|---------------|----------------------------|
|                 | опадів, мм               | випаровування, мм | шар стоку, мм |                            |
| 1980—2000 рр.   | 690                      | 543               | 154           | 7 (1)                      |
| 2001—2020 рр.   | 610                      | 552               | 69            | 11 (1,8)                   |
| Різниця, мм (%) | -80 (11,6)               | +9 (1,7)          | -85 (55)      |                            |

Водний баланс басейну р. Охтирки за період 2001—2020 рр. складав :  $610 = 552 + 69$  (мм). Похибка (нев'язка) розрахунку водного балансу складає 11 мм, яка становить 1,8 % від кількості опадів, що також є прийнятним.

Аналіз складових рівнянь водних балансів за два двадцятирічні періоди басейну р. Охтирки показав, що: кількість атмосферних опадів зменшилась у другий період на 11,6 % (на 80 мм) порівняно з періодом 1980—2000 рр. Натомість, випаровування впродовж 2001—2020 рр. зросло на 1,7 % порівняно з попереднім періодом, а шар стоку у басейні р. Охтирки зменшився на 55 % — з 154 мм у період 1980—2000 рр. до 69 мм за період 2001—2020 рр. Аналізуючи взаємозалежності шару стоку, кількості опадів, сумарного випаровування, зазначимо, що зростання температури повітря призводить до збільшення випаровування, що, на фоні зменшення річної кількості опадів, спричиняє зменшення шару річкового стоку. Curve number (CN) — емпіричний безрозмірний індекс, який характеризує здатність водозбору формувати поверхневий стік залежно від опадів, типу ґрунтів і землекористування у перший період становив 83, а у другий — 78 [11] (див. рис. 1, 2). Зменшення значення CN може бути зумовлене підвищенням інфільтраційної здатності водозбірної території, що пов'язано зі збільшенням тривалості сухих періодів та певними змінами у структурі землекористування. Сумарно кліматичні зміни стоку складають близько 13,3 %, але шар стоку р. Охтирки за період 2001—2020 рр. порівняно з періодом 1980—2000 рр. знизився на 55 %, на що впливають інші чинники, серед яких антропогенна діяльність становить основну частку.

Розрахований інтегральний коефіцієнт антропогенного навантаження басейну р. Охтирки найвищий серед басейнів малих річок приток Ворскли у межах регіону і дорівнює 3,94, що вказує на високий рівень антропогенного навантаження та наближений до дуже високого. Басейн р. Охтирки характеризується «антропогенним станом» через високі показники розораності басейну (60,1 %), розораності ПЗС (місцями до урізу води), зарегульованості [8]. За результатами польових досліджень та аналізу

сучасного стану водозбору встановлено, що упродовж останніх десятиліть антропогенне навантаження на басейн р. Охтирки суттєво посилилося. Зокрема, зафіксовано: розширення площ міської забудови у межах м. Охтирка, збільшення розораності заплави річки, що супроводжується фактичним знищенням ПЗС, особливо у районі с. Веселий Гай та с. Кудряве; порушення ВЗ та ПЗС вздовж значної частини річки, особливо у межах міської території; інтенсифікацію сільськогосподарського використання території водозбору, що спричиняє посилення ерозійних процесів та надходження забруднюючих речовин у річку. Згідно критеріїв раціональної організації території, для оптимального співвідношення площ розораних, лучних, лісових та інших видів угідь на водозборі р. Охтирки потрібно зменшити розораність мінімум на 11 % (має бути менше 50 %) та довести лісистість території водозбору до 15 % (зараз 6,1 %), а залуженість — до 30 %.

Екологічна оцінка річки Охтирки за візуальною тест-методикою.

*Блок I. Оцінка русла річки та характеристик річкової води.* Максимальну кількість балів (133) зафіксовано для витоку річки — точки № 1 (табл. 3) (рис. 3).

У цій точці русло знаходиться у природному стані, незарегульоване та незасмічене, з гарними показниками річкової води. З негативних моментів: русло значно заростає не тільки водною, але й вищою рослинністю, спостерігається зменшення довжини річки та відсутність рибного населення. Мінімальну кількість балів (68) обраховано у точці № 12 (рис. 4) через значні зміни русла, а саме, русло заросле вищою водною



*Рис. 3.* Точка № 1 — початок р. Охтирки (50°15'11.5"N 35°05'41.7"E)



**Рис. 4.** Точка № 12 — гирлова ділянка р. Охтирки (50°18'44.1"N 34°50'38.4"E)

рослинністю, вода стояча, течія не фіксується, спостерігається значний шар мулу більше 1 м, річкова вода мутна, коричневатого відтінку із сильним болотно-фекальним запахом, русло засмічене побутовим сміттям береги зі слідами водної ерозії. Також низьку кількість балів (83) обраховано для точки № 6 (нижче греблі ставка «Дамба»), через значні зміни (спрямлення) русла: хоча точка знаходиться після ставка, де мала б бути значна швидкість течії, але незначна пропускна здатність гідроспороди спричиняє уповільнення течії та погіршення характеристик річкової води. Річкова вода слабо прозора, наближається до мутної, яскравого синьо-зеленого кольору, що свідчить про процес евтрофікації, який супроводжується надмірним розвитком синьо-зелених водоростей, що в свою чергу, перешкоджає надходженню у воду кисню і сонячного світла. Після їх відмирання у воду виділяється у великих кількостях метан, аміак, сірководень, внаслідок чого гинуть риби, раки та інші мешканці водойм. Також у цій точці річкова вода відрізняється сильним болотним чи, навіть, гнилісним запахом інтенсивністю 4 бали.

**Блок 2. Оцінка заплави річки.** За другим блоком максимальну кількість балів (98) отримала також точка № 1 — початок річки, де спостерігається постійна течія (табл. 4). Річка протікає у глибокій балці, заплава у цій точці найменш змінена і деградована, наявні природні екосистеми, ВЗ та ПЗС присутні і мінімально змінені, але їхня ширина не відповідає законодавчим нормам, з обох берегів річки територія розорана до брівки балки. Найменшу кількість балів (<40) обраховано для ділянки заплави річки, що безпосередньо знаходиться у межах міста (точки № 7—11). Зафіксовано повсюдне знищення ВЗ та ПЗС, остання сильно за-

Таблиця 3

Оцінка русла р. Охирки та характеристик річкової води

| № з/п | Параметри річки                                          | Точки дослідження |     |     |     |     |     |     |     |     |      |      |      |
|-------|----------------------------------------------------------|-------------------|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|------|------|------|
|       |                                                          | № 1               | № 2 | № 3 | № 4 | № 5 | № 6 | № 7 | № 8 | № 9 | № 10 | № 11 | № 12 |
|       |                                                          |                   |     |     |     |     |     |     |     |     |      |      |      |
| 1     | Стан русла                                               | 10                | 10  | 12  | 8   | 7   | 4   | 10  | 10  | 10  | 10   | 10   | 7    |
| 2     | Зарегульованість річки греблями, ставками                | 15                | 12  | 12  | 8   | 8   | 6   | 6   | 7   | 8   | 9    | 9    | 9    |
| 3     | Швидкість течії                                          | 1                 | 0   | 2   | 0   | 0   | 0   | 0   | 0   | 0   | 0    | 0    | 0    |
| 4     | Характер дна — замуленість                               | 7                 | 2   | 2   | 1   | 4   | 2   | 7   | 4   | 4   | 3    | 2    | 2    |
| 5     | Характеристика річкової води (прозорість)                | 10                | 8   | 5   | 6   | 4   | 2   | 5   | 6   | 8   | 7    | 4    | 3    |
| 6     | Характеристика річкової води (колір)                     | 10                | 8   | 8   | 6   | 4   | 3   | 7   | 7   | 7   | 6    | 3    | 2    |
| 7     | Характеристика річкової води (запах)                     | 10                | 8   | 6   | 5   | 4   | 1   | 7   | 6   | 5   | 8    | 2    | 0    |
| 8     | Температура води                                         | 4                 | 4   | 4   | 4   | 4   | 4   | 4   | 4   | 4   | 4    | 4    | 4    |
| 9     | Засміченість річища                                      | 12                | 12  | 10  | 9   | 11  | 9   | 6   | 2   | 6   | 9    | 9    | 6    |
| 10    | Заростання річища                                        | 0                 | 0   | 0   | 9   | 12  | 8   | 0   | 6   | 0   | 11   | 9    | 0    |
| 11    | Видова структура рослинності                             | 8                 | 7   | 6   | 7   | 7   | 4   | 7   | 5   | 7   | 6    | 5    | 5    |
| 12    | Рибне населення річки                                    | 0                 | 2   | 2   | 2   | 5   | 1   | 2   | 2   | 2   | 2    | 2    | 1    |
| 13    | Стан берегів, наявність слідів водної ерозії             | 9                 | 6   | 9   | 5   | 5   | 2   | 6   | 8   | 7   | 8    | 6    | 7    |
| 14    | Використання води річки та обсяг води, який забирається  | 12                | 12  | 12  | 12  | 12  | 12  | 12  | 12  | 12  | 12   | 12   | 12   |
| 15    | Наявність прямих стоків у річку                          | 15                | 15  | 15  | 15  | 15  | 15  | 10  | 10  | 10  | 12   | 10   | 5    |
| 16    | Наявність прямих стоків на відомій ділянці вище по течії | 10                | 10  | 10  | 10  | 10  | 10  | 7   | 5   | 5   | 5    | 5    | 5    |
|       | Усього                                                   | 133               | 116 | 115 | 107 | 112 | 83  | 96  | 94  | 95  | 112  | 92   | 68   |

Таблиця 4  
Оцінка заплави р. Охтирки

| № з/п | Параметри заплави                                        | Точки дослідження |     |     |     |     |     |     |     |     |      |      |      |
|-------|----------------------------------------------------------|-------------------|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|------|------|------|
|       |                                                          | № 1               | № 2 | № 3 | № 4 | № 5 | № 6 | № 7 | № 8 | № 9 | № 10 | № 11 | № 12 |
| 1     | Співвідношення природних та антропогенних екосистем      | 12                | 8   | 10  | 7   | 8   | 5   | 3   | 3   | 0   | 3    | 2    | 8    |
| 2     | Ширина не порушеної частини заплави                      | 3                 | 3   | 3   | 2   | 3   | 2   | 1   | 1   | 0   | 0    | 1    | 6    |
| 3     | Наявність та ширина ВЗ                                   | 3                 | 5   | 8   | 1   | 4   | 4   | 2   | 0   | 0   | 0    | 2    | 5    |
| 4     | Наявність та ширина ПЗС                                  | 9                 | 8   | 8   | 7   | 8   | 4   | 5   | 6   | 7   | 8    | 2    | 5    |
| 5     | Засміченість ПЗС                                         | 10                | 8   | 5   | 0   | 8   | 5   | 2   | 2   | 1   | 8    | 1    | 2    |
| 6     | Ступінь порушеності природних ландшафтів річкової долини | 7                 | 6   | 8   | 6   | 6   | 4   | 3   | 5   | 2   | 0    | 1    | 9    |
| 7     | Ступінь деградації природних біоценозів заплави          | 9                 | 9   | 9   | 8   | 7   | 5   | 3   | 3   | 2   | 0    | 1    | 5    |
| 8     | Характер деградації природних біоценозів заплави         | 10                | 8   | 5   | 7   | 7   | 5   | 5   | 5   | 5   | 3    | 1    | 5    |
| 9     | Сліди водної ерозії ґрунтів заплави і надзаплавних терас | 7                 | 8   | 8   | 8   | 8   | 7   | 3   | 3   | 3   | 4    | 3    | 7    |
| 10    | Рівень рекреаційного навантаження                        | 8                 | 8   | 8   | 5   | 2   | 8   | 8   | 8   | 8   | 8    | 8    | 8    |
| 11    | Характер господарського використання заплави             | 10                | 6   | 6   | 4   | 9   | 6   | 5   | 3   | 2   | 2    | 3    | 9    |
| 12    | Селитебність заплави                                     | 10                | 8   | 6   | 4   | 11  | 8   | 0   | 0   | 0   | 0    | 0    | 8    |
|       | Усього                                                   | 98                | 85  | 84  | 59  | 81  | 63  | 40  | 39  | 30  | 36   | 25   | 77   |

харащена та забруднена побутовим сміттям, заплава значно змінена, деградовані природні біоценози, паркани господарських садіб та городи іноді знаходяться за 1—2 м від урізу води. У точці № 11 у межах ПЗС за 5 м від урізу води викопано ставок. Біля точок № 8 та 9 зафіксовано каналізаційні колодязі поблизу урізу води та декілька зливових труб. Селитебність заплави сягає більше 70 %.

**Блок 3. Інформація з опитування жителів.** Зі свідчень місцевих жителів, р. Охтирка ще 10—15 років тому знаходилась у кращому стані: русло річки було ширше, глибше, менш замулене та заросле, а вода була прозоріша, чистіша. На сьогодні річка стає все більш непривабливою, вона зазнала величезних змін та все більше піддається антропогенному впливу, в окремих місцях біля річки неприємно знаходитися, вона захащена побутовим і природним сміттям та має неприємний запах. Найпривабливіша річка лише у точці 5, де зарегульовано великий ставок «Дамба», який використовують для риборозведення та з метою рекреації (табл. 5).

Результати оцінки екологічного стану р. Охтирки представлені у таблиці 6. За сумою балів за трьома блоками кількість балів коливається від 235 (точка № 1) до 117 (точка № 11).

Екологічний стан р. Охтирки у точці № 1 (початок річки) згідно тест-методики за візуальною оцінкою оцінюється як «ще добрий», проте деградаційні процеси розвиваються надзвичайно швидко (довжина річки весь час зменшується), про що свідчать сліди водної ерозії берегів, а також деградація природних біоценозів заплави. Необхідно застосувати комплекс витоків насаджень.

Екологічний стан річки Охтирки у точках № 2—5 оцінюється як «задовільний», що говорить про стан річки у якій відбуваються негативні зміни, що підтверджуються значною замуленістю, заростанням русла у цих точках, гіршими характеристиками річкової води, слідами водної ерозії берегів і заплави річки, знищенням ПЗС. Необхідно вжити заходів для призупинення руйнівних процесів для річки та її екосистеми, а також заходів для її відновлення та збереження.

Таблиця 5

**Оцінка змін що сталися з р. Охтиркою за результатами опитування жителів**

| Зміни, що сталися з річкою             | Точки дослідження |     |     |     |     |     |     |     |     |      |      |      |
|----------------------------------------|-------------------|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|------|------|------|
|                                        | № 1               | № 2 | № 3 | № 4 | № 5 | № 6 | № 7 | № 8 | № 9 | № 10 | № 11 | № 12 |
| За останні 25—40 років та більше років | 2                 | 2   | 1   | 2   | 4   | 0   | 0   | 0   | 0   | 0    | 0    | 0    |
| За останні 10—15 років                 | 2                 | 2   | 1   | 2   | 4   | 0   | 0   | 0   | 0   | 0    | 0    | 0    |
| Усього                                 | 4                 | 4   | 2   | 4   | 8   | 0   | 0   | 0   | 0   | 0    | 0    | 0    |

Екологічний стан р. Охтирки у точці № 6, яка знаходиться нижче греблі ставка «Дамба» зі зниженою до мінімуму пропускною здатністю, що негативно вплинуло на характеристики річкової води, та у точках 7–11, які знаходяться у межах міста під потужним антропогенним тиском, а також гирлової ділянки річки (точка № 12), оцінюється як «незадовільний». Для запобігання руйнуванню річки необхідно терміново застосувати широкий комплекс коротко- і довготермінових заходів для припинення деградації екосистеми річки та заплави (рис. 5).

Результати оцінки екологічного стану р. Охтирки за візуальною тест-методикою співставні з подібними дослідженнями малих річок Сумка, Стрілка та ін. [7, 8]. Слід зауважити, що екологічний стан малих річок значно гірший за екологічний стан середніх річок (Сула, Ворскла) [7].

За результатами гідрохімічних досліджень води р. Охтирки у межах міста в усіх точках зафіксоване перевищення гранично-допустимих концентрацій (ГДК) [2, 5] по нітратах: у точці № 5 (східна околиця міста) — 6,87 ГДК, у точках № 10 (центр міста) та 11 (західна околиця міста) — відповідно 2,17 ГДК та 1,98 ГДК (рис. 6). Присутність нітратних йонів у поверхневих водах пов'язана переважно з процесами, які відбуваються всередині водойми, насамперед — з процесом нітрифікації. Велика кількість нітратів може надходити з промисловими стічними водами,

Таблиця 6

## Оцінка екологічного стану р. Охтирки

| Блоки оцінювання             | Точки дослідження |             |             |             |             |               |               |               |               |               |               |               |
|------------------------------|-------------------|-------------|-------------|-------------|-------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|
|                              | № 1               | № 2         | № 3         | № 4         | № 5         | № 6           | № 7           | № 8           | № 9           | № 10          | № 11          | № 12          |
| Річка та характеристики води | 133               | 116         | 115         | 107         | 112         | 83            | 96            | 94            | 95            | 112           | 92            | 68            |
| Заплава                      | 98                | 85          | 84          | 59          | 81          | 63            | 40            | 39            | 30            | 36            | 25            | 77            |
| Зміни, що сталися з річкою   | 4                 | 4           | 2           | 4           | 8           | 0             | 0             | 0             | 0             | 0             | 0             | 0             |
| Сума балів                   | 235               | 205         | 201         | 170         | 201         | 146           | 136           | 133           | 125           | 148           | 117           | 145           |
| Екологічний стан річки       | Ще добрий         | Задовільний | Задовільний | Задовільний | Задовільний | Незадовільний | Незадовільний | Незадовільний | Незадовільний | Незадовільний | Незадовільний | Незадовільний |

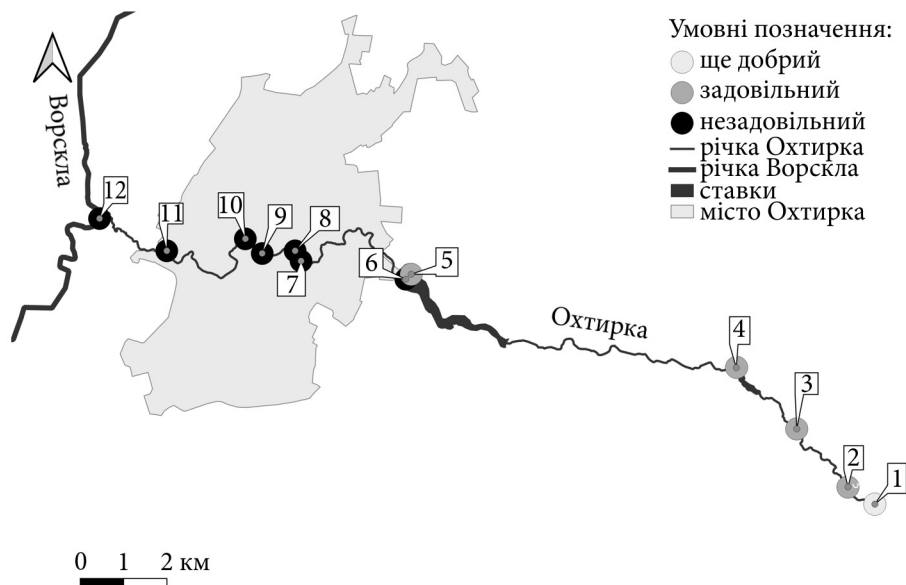


Рис. 5. Оцінка екологічного стану р. Охтирки (авторська карта, зроблена на основі OpenStreetMap у програмі QGis)

особливо зі стоками після біологічного очищення води, а також з побутовими та сільськогосподарськими стоками, особливо після застосування мінеральних добрив. Значне перевищення по нітратах у точці № 5 — у 6,87 раза — пов'язане з надходженням нітратів із полів, на які вносяться величезна кількість мінеральних азотних добрив, через те, що вище за течією спостерігається суцільне розорювання заплави, недотримання вимог ВЗ та знищення ПЗС.

У точках № 10 і 11 спостерігається перевищення ГДК по йонах амонію — відповідно 1,12 і 1,43 ГДК. Підвищений вміст амонію свідчить про анаеробні умови формування хімічного складу води і про її незадовільну якість. Високі концентрації йонів амонію характерні для побутових стічних вод, які потрапляють у водойми, та промислових стоків. Оскільки у цих точках повсюдно знищена ПЗС, виявлено каналізаційні колодязі у її межах та стоків труби, ймовірно, високі концентрації амонію пов'язані саме з побутовими стічними водами. У центрі міста (точка № 10) відмічено незначне перевищення по флуоридам — 1,02 ГДК. Підвищений їхній вміст реєструється у деяких типах стічних вод промислових стоків. У точці № 11 (західна окраїна міста) зафіксовано незначне перевищення по йонам феруму — 1,32 ГДК. Значні кількості заліза потрапляють у природні води зі стічними водами підприємств та сільськогосподарськими стоками.

Перевищення ГДК по нітратах, йонам амонію, флуоридам, йонам феруму у річковій воді свідчить про внесення величезної кількості мінера-

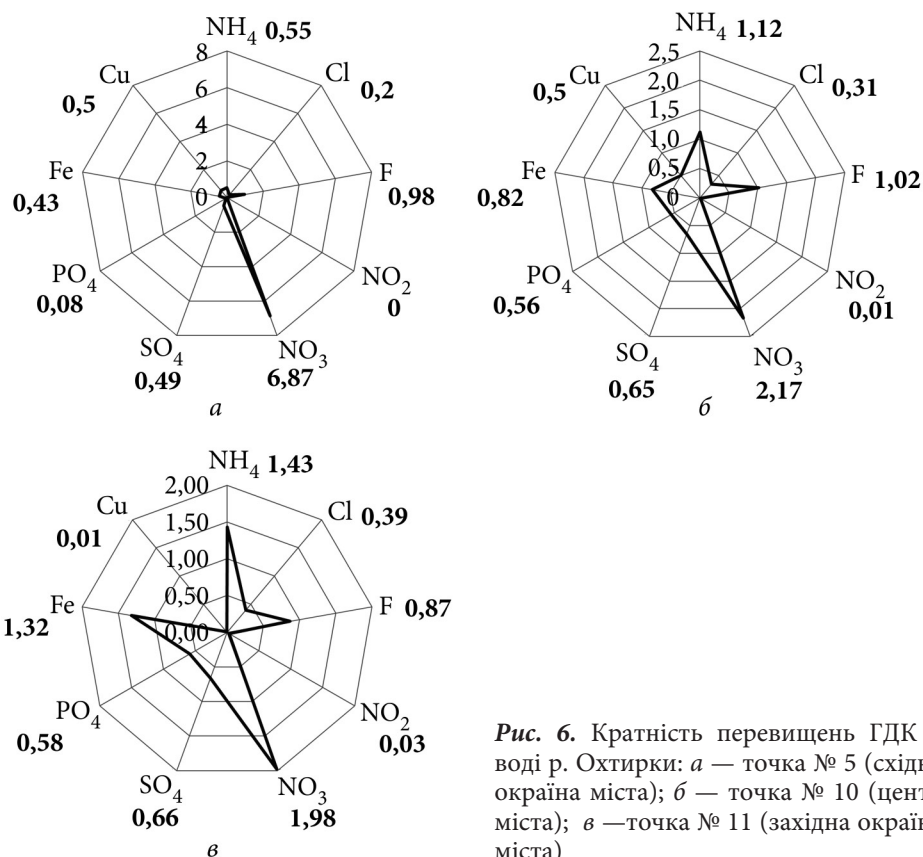


Рис. 6. Кратність перевищень ГДК у воді р. Охтирки: а — точка № 5 (східна окраїна міста); б — точка № 10 (центр міста); в — точка № 11 (західна окраїна міста)

льних азотних добрив на поля вище за течією та потраплянням їх у річку за умови недотримання вимог ВЗ та знищення ПЗС, а також забруднення річки побутовими та промисловими стоками.

При порівнянні отриманих результатів з даними попередніх досліджень гідрохімічного складу р. Охтирки спостерігаємо суттєве погіршення екологічного стану водойми — перевищення ГДК значно зросло, особливо за вмістом у воді деяких неорганічних форм нітрогену (йони амонію, нітрат-йони) [1, 6].

Проведена експертиза екологічного стану р. Охтирки за візуальною тест-методикою дала первинну оцінку екологічного стану річки, дозволила виявити гострі екологічні проблеми та розробити наступні водоохоронні рекомендації по ревіталізації річки.

Згідно ст. 87 та ст. 88 Водного кодексу України ВЗ для малої річки повинні становити 250 м, а ПЗС — 25 м по обидва боки від урізу води [4]. Проведені дослідження встановили, що ці умови порушені вздовж усієї річки. ВЗ та ПЗС знаходиться у незадовільному стані та, навіть, вкрай важкому, особливо у межах м. Охтирка. Зафіксовано повсюдне знищення ВЗ та ПЗС, остання сильно захаращена та забруднена побутовим сміттям, значно змінена, деградовані природні біоценози, паркани господарських

садиб та городи іноді знаходяться за 1—2 м від урізу води, у точці № 11 у межах ПЗС за 5 м від урізу води викопано ставок.

Рекомендуємо відповідно до розділу IV «Охорона вод» Водного кодексу України визначити та встановити (виділити в натуру) ВЗ та ПЗС та пояснити громаді режим їх використання. На постійній основі здійснювати моніторинг (контроль) за станом ВЗ і ПЗС, при порушенні їхньої цілісності та/або режиму використання вживати дії щодо припинення правопорушення та притягнення до відповідальності винної сторони в межах чинного законодавства.

Відповідно до вимог чинного законодавства розробити паспорт водного об'єкту — р. Охтирки, на основі якого будуть базуватися будь які наступні проектні рішення.

Силами комунальних структур чи комунальних закладів освіти (гуртки природничого спрямування) запровадити постійний програмний моніторинг водного об'єкта: стаціонарно встановити водомірну рейку для спостереження рівня води; у визначених (обраних) ключових точках проводити регулярний моніторинг показників якості води. У разі виявлення погіршення показників якості води підтвердити факт у сертифікованій лабораторії, встановити джерело забруднення і вжити дії щодо припинення забруднення.

Комісією з питань техногенно-екологічної безпеки і надзвичайних ситуацій громади провести обстеження території в межах ПЗС р. Охтирки з метою актування фактів та місць знаходження поверхневих чи побутових стоків, каналізаційних колодязів, вигрібних ям, влаштованих штучних водойм (копанок), стихійних сміттєзвалищ та інших забруднювачів, розміщення парканів, будь яких споруд тощо та вжити заходів щодо припинення таких порушень і притягнення винних сторін до відповідальності.

Провести інвентаризацію земельних ділянок в межах ПЗС на предмет юридичного оформлення та фактичного використання за цільовим призначенням. Вжити заходів щодо приведення виду цільового призначення земельних ділянок в межах ПЗС до вимог чинного законодавства та подальшого моніторингу за їх використанням.

Забезпечити раціональну організацію басейну р. Охтирки, що ґрунтується на оптимальному співвідношенні між площами розораних, лучних, лісових та інших угідь для лісостепової зони (у %): <50:>30:>15—20:<5, відповідно. Зменшити розораність мінімум на 11 % та довести лісистість території водозбору до 15 % (зараз 6,1 %), а залуженість — до 30 %.

Запровадити водоохоронні протиерозійні, лісомеліоративні, лучномеліоративні заходи за межами населених пунктів. Забезпечити проведення відповідних досліджень щодо виявлення та координування деградованих ділянок шляхом насадження природної рослинності водозбору річки. Сприяти зменшенню ерозії та площі деградованих ділянок за рахунок насадженню природної рослинності (витоків насаджень, лісона-

садження на березі — лісові смуги вздовж брівок корінного берега, прибалкові та прияружні смуги тощо).

Звернутися до відповідних державних органів (структур) для ініціювання створення технічної документації щодо оцінки умов регулювання стоку р. Охтирки з метою підвищення його водності: перегляд пропускної здатності гребель та їхнього фізичного стану, режиму регулювання, можливість та доцільність пуску більшого об'єму води, відновлення природної течії, фізичного стану штучних водойм та виконання ними своїх функцій та доцільності їх існування.

Відповідно до Водного кодексу України, провести розчищення русла р. Охтирки до природного стану: прибирання з русла річки дерев, побутового сміття, з метою відновлення природної течії.

З метою збереження гідрологічного об'єкта у межах м. Охтирка розробити проектну документацію щодо створення паркових зон з максимальним охопленням ПЗС, з відповідними рішеннями щодо створення природних зелених насаджень та розміщення елементів благоустрою (доріжок, освітлення тощо) або створення на ділянці річки у межах населеного пункту екокоридора.

Розробити та впровадити інформаційну програму щодо роботи з місцевим населенням та громадськістю на предмет захисту довкілля з метою формування відповідального екологічного мислення. Створити мережу інформаційних стендів про річку Охтирку. Заохочувати школярів та гуртківців активно брати участь у різноманітних дослідженнях екологічного спрямування з перспективою написання науково-дослідних робіт та формування відповідних пропозицій.

### **Висновки**

Річка Охтирка класична мала річка з епізодичною вивченістю та значними екологічними проблемами: зневодненням, забрудненням, замуленням, заростанням, фрагментарною течією у межах міста та ділянками із застійними явищами, що перетворюються на болото.

Аналіз складових рівнянь водного балансу басейну р. Охтирки за періоди 1980—2000 та 2001—2020 рр. встановив, що річна кількість атмосферних опадів зменшилась у другий період на 11,6 % (80 мм), випаровування за другий період зросло на 1,7 %, а шар стоку значно зменшився — на 55 % (85 мм). Сумарно кліматичні зміни стоку складають близько 13,3 %, але шар стоку р. Охтирки протягом останніх 20 років зменшився наполовину, на що безпосередньо впливає антропогенна діяльність: інтегральний коефіцієнт антропогенного навантаження басейну р. Охтирки найвищий серед басейнів малих річок приток р. Ворскли у межах регіону. Сучасний стан водозбору річки відрізняється від попереднього періоду посиленням урбанізаційних процесів та інтенсифікацією сільськогосподарського використання заплави, що є одним із чинників трансформації річкового стоку.

Оцінка екологічного стану р. Охтирки за візуальною тест-методикою свідчить, що 56 % її довжини відповідає «задовільному» екологічному

стану, а 44 % довжини річки, від східної околиці м. Охтирка включно з гирловою ділянкою, характеризується «незадовільним» екологічним станом і лише витоку річки властивий «ще добрий» стан.

Для ревіталізації р. Охтирки запропоновано водоохоронні заходи: повсюдне виділення та виведення у природу ВЗ та ПЗС як природних біофільтрів, запровадження жорстких штрафних санкцій при порушенні їхньої цілісності, забрудненні і забудові та сприяння їхньому відновленню; створення паркової зони у межах ПЗС; розроблення паспорту водного об'єкта; забезпечення раціональної організації басейну річки, перегляд зарегульованості стоку річки на доцільність існування створених штучних водойм, сприяння відновленню природної течії річки. Важливо також запровадити систему моніторингу водного об'єкта і розробити інформаційну програму щодо роботи з місцевим населенням з метою формування відповідального екологічного мислення.

#### Список використаної літератури

1. Батура В.В., Касьяненко Г.Я. Роль р. Охтирка у формуванні хімічного складу поверхневих природних вод р. Ворскла. *Природничі науки*. 2012. Вип. 9. С. 197—201.
2. Вакал Ю.С., Мацак С.В., Безбородова Є.І. Гідрохімічний склад поверхневих вод м. Охтирка. *Слобожан. наук. вісн. Серія: Природничі науки*. 2025. № 2. С. 136—142. <https://doi.org/10.32782/naturalspu/2025.2.18> (дата звернення: 02.12.2025).
3. Водний і меліоративний фонди Сумської області: довідник / за заг. ред. В. Федченка. Суми: Сумське обласне виробниче управління водного господарства, 2006. 128 с.
4. Водний кодекс України. URL : <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/213/95-%D0%B2%D1%80#Text> (дата звернення: 17.03.2025).
5. Гігієнічні нормативи якості води водних об'єктів для задоволення питних, господарсько-побутових та інших потреб населення. Наказ МОЗ України № 721 від 02 травня 2022 року. URL : <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0524-22#Text> (дата звернення: 22.05.2025).
6. Данильченко О.С. Мінералізація та вміст головних іонів у воді малих річок різних фізико-географічних провінцій Сумського Придніпров'я. *Наук. Зап. Сумськ. держ. пед. ун-ту ім. А.С.Макаренка. Географічні науки*. 2012. Вип. 3. С. 96—103.
7. Данильченко О.С. Річкові басейни Сумської області : геоекологічний аналіз : монографія. Суми : СумДПУ імені А.С.Макаренка, 2019. 270 с. <https://doi.org/10.5281/zenodo.4011869> (дата звернення: 02.11.2025).
8. Данильченко О.С. Гідроекологічний моніторинг деяких річок суббасейну Середнього Дніпра у межах Сумської області : монографія. Суми : СумДПУ імені А. С. Макаренка, 2025. 154 с. <https://repository.sspu.edu.ua/handle/123456789/17148>
9. Козинцева Л.М., Галущенко Н.Г., Ревера О.З. и др. Гидрологические и водно-балансовые расчеты / под ред. Н.Г. Галущенко. Киев: Вища шк., 1987. 247 с.
10. Охтирка (річка). URL : [https://uk.wikipedia.org/wiki/%D0%9E%D1%85%D1%82%D0%B8%D1%80%D0%BA%D0%B0\\_\(%D1%80%D1%96%D1%87%D0%BA%D0%B0\)](https://uk.wikipedia.org/wiki/%D0%9E%D1%85%D1%82%D0%B8%D1%80%D0%BA%D0%B0_(%D1%80%D1%96%D1%87%D0%BA%D0%B0)) (дата звернення: 02.10.2025).
11. Український гідрометеорологічний інститут ДСНС України та НАН України. Агро-гідрологічна модель річкових басейнів України Land & Water. URL : <https://landwater.uhmi.org.ua/> (дата звернення: 02.11.2025).
12. Хільчевський В.К. Баланс водний / Велика українська енциклопедія. URL : <https://vue.gov.ua/> (дата звернення: 02.11.2025).
13. Хімко Р.В., Мережко О.І., Бабко Р.В. Малі річки — дослідження, охорона, відновлення. Київ: Ін-т екології, 2003. 380 с.

14. Bjorkland R., Pringle C.M., Newton B. A Stream visual assessment protocol (SVAP) for riparian landowners. *Environ. Monitor. Asses.* 2001. Vol. 68, N 2. P. 99—125. <https://doi.org/10.1023/A:1010743124570> (дата звернення: 02.12.2025).
15. Danylchenko O.S., Kornus A.O., Kornus O.H., Korol O.M. Assessment of ecological state of a river by the visual test method (by example of the Vorskla River within the Sumy Region limits). *Hydrobiol. l. J.* 2025. Vol. 61, N 1. P. 69—85. <https://doi.org/10.1615/Hydrobiol.v61.i10> (дата звернення: 02.12.2025).
16. Djordjevic S., Krpic T., Stankovic M. et al. The application of the SVAP2 methodology to assess ecological conditions of lotic riparian area — Case study of the Radalj River (The Drina River Watershead). *Facta Univer., Series: Working and Living Environ. Protec.* 2017. Vol. 14, N 1. P. 31—39. <https://doi.org/10.22190/FUWLEP1701031D> (дата звернення: 02.12.2025).
17. Duo L., Sanchez-Juny M., Blade i Castellet E. Ecological environment assessment system in river — riparian areas based on a protocol for hydromorphological quality evaluation. *Water.* 2024. Vol. 16. 3025. <https://doi.org/10.3390/w16213025> (дата звернення: 02.12.2025).
18. Munne A., Prat N. A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index. *Aquat. Conserv.: Mar. Freshw. Ecosyst.* 2003. Vol. 13, N 2. P. 147—163. <https://doi.org/10.1002/aqc.529> (дата звернення: 02.12.2025).

Надійшла 14.02.2026

O.S. Danylchenko, PhD (Geogr.), Associate Professor,  
A.S. Makarenko Sumy State Pedagogical University,  
Romenska Str., 87, Sumy, 40002, Ukraine  
e-mail: olena\_danylchenko@ukr.net  
ORCID 0000-0003-2881-843X

A.O. Kornus, PhD (Geogr.), Associate Professor,  
A.S. Makarenko Sumy State Pedagogical University,  
Romenska Str., 87, Sumy, 40002, Ukraine  
e-mail: a\_kornus@ukr.net  
ORCID 0000-0002-5924-7812

O.G. Kornus, PhD (Geogr.), Associate Professor,  
A.S. Makarenko Sumy State Pedagogical University,  
Romenska Str., 87, Sumy, 40002, Ukraine  
e-mail: olesyakornus@gmail.com  
ORCID 0000-0001-7469-7291

O.M. Korol, PhD (Pedagog.), Associate Professor,  
A.S. Makarenko Sumy State Pedagogical University,  
Romenska Str., 87, Sumy, 40002, Ukraine  
e-mail: korolelena1976@gmail.com  
ORCID 0000-0003-0175-3824

#### HYDROECOLOGICAL ASSESSMENT OF THE OKHTYRKA SMALL RIVER AND PROPOSALS FOR ITS REVITALIZATION

The article is devoted to the assessment of the hydroecological condition of the Okhtyrka small river and to the development of proposals for its revitalization. The purpose of the study is to identify changes in the components of the water balance of the Okhtyrka River basin, to assess the ecological condition of the river from its source to the mouth, and to develop recommendations for water protection measures aimed at its restoration. The components of the water balance equation of the Okhtyrka River basin were analyzed for the periods 1980—2000 and 2001—2020. It was established that during the second period the annual amount of atmospheric precipitation decreased by 11.6 %, evaporation increased by 1.7 %, and the runoff layer significantly decreased by 55 % (85 mm). According to

the visual assessment test method, 56 % of the length of the Okhtyrka River is characterized by a «satisfactory» ecological condition, while 44 %-from the eastern outskirts of the city Okhtyrka, including the mouth section—is characterized by an «unsatisfactory» ecological condition. A number of water protection measures are proposed for the revitalization of the Okhtyrka River, including the delineation and demarcation of water protection zones (WPZ) and coastal protective strips (CPS), revision of flow regulation, development of a water body passport, and ensuring the rational organization of the river basin, among others.

**Keywords:** *water balance, ecological condition, the Okhtyrka River, visual assessment test method, revitalization.*

УДК 556.114:556.5(28)

П.М. ЛИННИК, д. х. н., проф., зав. відділу,  
Інститут гідробіології НАН України,  
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна  
e-mail: peter-linnik@ukr.net  
ORCID 0000-0002-2144-4052

## РТУТЬ У ПОВЕРХНЕВИХ ВОДНИХ ОБ'ЄКТАХ: КОНЦЕНТРАЦІЯ ТА СПІВІСНУЮЧІ ФОРМИ У ВОДНІЙ ФАЗІ (ОГЛЯД)

---

*В оглядовій статті узагальнено результати досліджень ртуті як одного з найтоксичніших металів для гідробіоти і людського організму. Наведено дані стосовно концентрації ртуті у воді різномісних водних об'єктів та співвідношення її розчиненої і завислої форм. Показано, що у незабруднених поверхневих водах концентрація Hg(II) не перевищує 3,0—5,0 нг/дм<sup>3</sup>, тоді як у поверхневих водних об'єктах поблизу промислового розроблення рудників, видобування золота, старих ртутних шахт тощо її концентрація становить від кількох мікрограмів до десятків мікрограмів в 1 дм<sup>3</sup>. Розглянуто співвідношення розчиненої і завислої форм ртуті. Концентрація розчиненої ртуті зазвичай дуже низька (часто <12 нг/дм<sup>3</sup>), тоді як адсорбованої завислими речовинами може бути набагато вищою. Тому адсорбцію ртуті на завислих частинках слід розглядати як домінуючий процес, який контролює її рівень у водному середовищі, зокрема поблизу промислових джерел забруднення або дельтових ділянок річок. Значну увагу приділено метильованій формі ртуті, яка характеризується найбільшою токсичністю серед інших її форм. Наведено дані стосовно частки метилртуті (CH<sub>3</sub>Hg<sup>+</sup>) у загальному балансі розчинених форм. Показано, що вона, зазвичай, невисока, а це надзвичайно важливо з екологічних позицій. Обговорено вплив різних чинників, які впливають на процес метилування ртуті у природному водному середовищі (температура, рН і Eh води, наявність органічних речовин, комплексоутворення).*

**Ключові слова:** ртуть, співіснуючі форми, розчинена, зависла і метильована ртуть, поверхневі водні об'єкти.

В об'єктах довкілля ртуть знаходиться переважно у розсіяному стані. За усередненими даними її вміст у земній корі становить  $8,3 \times 10^{-6}$  % (за масою) [1, 16]. Зрідка зустрічається у самородному стані. Основна ж маса цього металу знаходиться у складі сполук, утворюючи самостійні ртутні мінерали. Найпоширеніший серед них — м'який темно-червоний мінерал кіновар (HgS) як основне джерело для видобутку ртуті [113].

---

Ц и т у в а н н я: Линник П.М. Ртуть у поверхневих водних об'єктах: концентрація та співіснуючі форми у водній фазі (огляд). *Гідробіол. журн.* 2026. Т. 62, № 5. С. 91—115.

ISSN 0375-8990. Гідробіологічний журнал. 2026. 62(5)

Серед низки токсичних хімічних елементів ртуть (Hg) вважається найнебезпечнішою забруднювальною речовиною навколишнього середовища [3, 27, 34, 43, 68, 79, 114]. Доведено, що вона проявляє токсичний вплив на живі організми незалежно від форми знаходження. Причому її концентрація може зростати, зважаючи на перехід з нижчих на вищі трофічні рівні, та накопичуватися у різних тканинах організму [68].

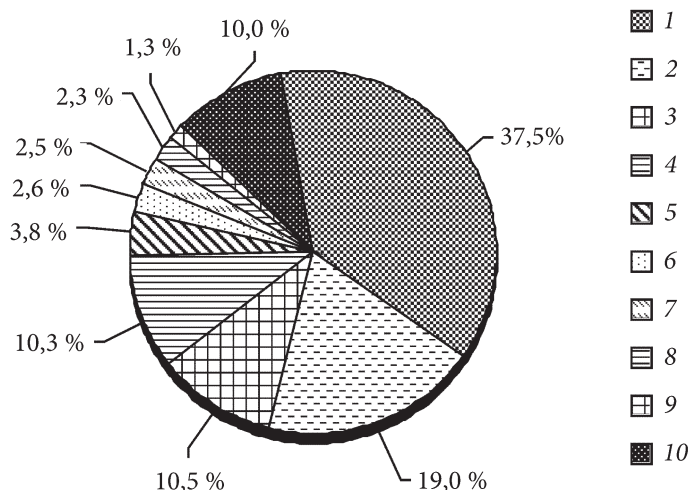
До поверхневих водних об'єктів ртуть потрапляє внаслідок вилугування гірських порід, розкладання водних організмів, які накопичують її сполуки, а також в результаті вулканічної діяльності [3]. Ці шляхи надходження ртуті слід розглядати як природні, які тривають з року в рік. Ще у 80-х роках минулого сторіччя зазначалось, що природний винос ртуті в океан внаслідок ерозії становить майже 5 тис. т/рік [45]. Але слід зазначити, що більша частина сполук ртуті потрапляє до природного водного середовища антропогенним шляхом. Зумовлено це тим, що ртуть часто використовується в хлор-лужному процесі, целюлозно-деревній промисловості, технічних приладах (термометри, барометри), електрообладнанні (батареї), стоматології, фарбах та у військових цілях, що неминуче призводить до забруднення ґрунту та ґрунтових і поверхневих вод [19, 27, 114]. Стічні води промислових підприємств і сільського господарства — це серйозна потенційна загроза забруднення поверхневих водних об'єктів ртутьвмісними речовинами.

Важливим джерелом забруднення повітря сполуками ртуті виступають теплові електростанції, які здебільшого використовують вугілля як паливо [114]. Детальну інформацію щодо внеску різних виробництв (%) у глобальне забруднення повітря сполуками ртуті наведено в недавно опублікованій оглядовій статті [128]. Відповідні дані наведено на рисунку 1.

Як видно із наведених даних, за рахунок гірничодобувних підприємств у повітря викидається приблизно 37,5 % ртуті, далі йдуть стаціонарні промислові та електростанції, які спалюють викопне паливо (19 %), а також стаціонарне спалювання викопного палива у побуті (2,55 %). Крім того, наявні й інші джерела ртуті, зокрема виробництво цементу (10,5 %), кольорових металів (10,3 %), золота (3,8 %), вінілхлориду (2,6 %), спалювання біомаси (2,3 %), виробництво чавуну та сталі (1,3 %). До інших джерел, які у сукупності складають майже 10 %, відносяться виробництво хлору та лугу, сталі, переробка нафти та спалювання відходів.

Після осідання ртуті на поверхні землі з повітря вона переноситься з поверхневим стоком у річки та водойми. Спосіб, за яким ртуть потрапляє у харчовий ланцюг, — це водні рослини та тварини [68].

Широке використання ртуті і її сполук стало причиною поглибленого і різнопланового вивчення токсичних властивостей цього металу. Незрівнянно високу токсичність ртуті для живих організмів, у тому числі людського, відмічено ще в 50-х роках ХХ сторіччя, коли було виявлене масове отруєння людей в Японії (місцеві рибалки та їхні родини), які споживали в їжу молюски і рибу з високими показниками концентрації накопиченого металу [61, 66, 77, 115]. Виявлену хворобу назвали «Мінамата», оскільки морепродукти було виловлено в затоці Мінамата (Японія),



**Рис. 1.** Джерела атмосферного забруднення ртуттю. Адаптовано відповідно до [128]: 1 — гірничодобувні операції; 2 — спалювання викопного палива; 3 — виробництво цементу; 4 — виробництво кольорових металів; 5 — масштабний видобуток золота; 6 — виробництво вінілхлориду; 7 — спалювання викопного палива в побуті; 8 — спалювання біомаси; 9 — виробництво чавуну та сталі; 10 — інші джерела

яка забруднювалась відходами заводу з виробництва ацетальдегіду, де використовувалась ртуть. Подібні симптоми отруєння людей було виявлено у 1972 р. в Іраку через споживання хліба після обробки насіння зернових ртутьорганічними фунгіцидами [77, 84].

Оскільки ртуть небезпечна забруднювальна речовина для водного середовища, у Європейському Союзі її розглядають як пріоритетний токсикант, який знаходить своє відображення у Водній Рамковій Директиві та підлягає постійному моніторингу з метою розроблення заходів зі зниження його концентрації. Європейська комісія визначила надзвичайно суворі стандарти якості навколишнього середовища для оцінки хімічного стану водних об'єктів, які становлять 0,05 та 0,07 мкг/дм<sup>3</sup> відповідно як середньорічна та максимально допустима загальна її концентрація [46].

Розчинність металічної ртуті у воді становить 45 мкг/дм<sup>3</sup> [119], що відповідає концентрації  $2,24 \times 10^{-7}$  моль/дм<sup>3</sup> за температури 20 °С.

У поверхневих водних об'єктах Hg(II) існує у вигляді фізичних та хімічних форм з різноманітними властивостями, які визначають її складний розподіл між біотичними і абіотичними компонентами, біологічне збагачення та токсичність. Найважливіші хімічні форми — це неорганічна ртуть (Hg<sup>2+</sup>), монометилртуть (ММНг, CH<sub>3</sub>Hg<sup>+</sup>) та диметилртуть (ДМНг, CH<sub>3</sub>HgCH<sub>3</sub>), а також комплексні сполуки з органічними лігандами [49, 77, 108, 114].

Наразі також вважається, що основний шлях потрапляння ртуті в організм людини полягає у споживанні продуктів морського рибальства

(риба, молюски, ракоподібні) [68, 77, 114]. У більшості харчових продуктів ртуть знаходиться переважно в неорганічній формі та в низьких концентраціях, які, зазвичай, не перевищують 20 нг/г у рибі та рибних продуктах [126]. Однак саме риба та рибні продукти — це основне джерело метилртуті у харчових продуктах. Найбільші концентрації цієї форми ртуті виявлено як у прісноводній, так і в морській рибі на найвищих трофічних рівнях. Наприклад, у істівних частинах акул, риби-меча та тунця середні значення метильованої ртуті становлять більше 1200 нг/г, тоді як анчоуси і корюшка характеризуються значно меншим її вмістом (в середньому 85 нг/г) [126]. Подібні величини концентрації було виявлено також у рибі забруднених ртуттю прісноводних систем, що призвело до запровадження рекомендаційних обмежень на її споживання у таких країнах, як Канада, Швеція та США [77].

*Коротка характеристика ртуті як хімічного елемента.* Ртуть, як і кадмій та цинк, належить до групи неперехідних металів. У сполуках вона проявляє ступінь окиснення +2. Крім того, для ртуті характерні сполуки, в яких ступінь її окиснення дорівнює +1. Серед металів підгрупи цинку ртуть характеризується найменшою активністю, що зумовлено високими значеннями потенціалу іонізації та позитивного окиснювального потенціалу її атомів [3].

Іони  $\text{Hg}^{2+}$  утворюють значну кількість комплексних сполук з координаційним числом 2, 3, 4, 5, 6 і 8. У всіх комплексних сполуках зв'язки « $\text{Hg(II)}$  — ліганд», які утворюються, мають ковалентний характер і відзначаються доволі високою міцністю. Найстійкіші комплекси утворюються з лігандами, які містять атоми галогенів, азоту, фосфору, сірки і вуглецю. Що ж стосується іону  $\text{Hg}_2^{2+}$ , то він утворює обмежену кількість комплексів. Зумовлено це як слабо вираженою схильністю  $\text{Hg(I)}$  до утворення координаційних зв'язків, так і реакцією диспропорціювання її сполук.

Характерна особливість  $\text{Hg(II)}$ , яка відрізняє її від багатьох інших металів, полягає в тому, що у водних розчинах вона значною мірою зазнає гідролізу навіть у слабнокислому середовищі [3, 4]. Моноядерні гідроксокомплекси утворюються у розбавлених розчинах ртуті (II). Домінуючий гідроксокомплекс  $\text{Hg(II)}$  в умовах природних поверхневих вод — це  $[\text{Hg}(\text{OH})_2]^0$ .

Додавання до системи низки неорганічних лігандів, характерних для поверхневих прісних вод, показало, що помітні кількості хлоридних комплексів ртуті (II) слід очікувати лише в слабнокислому середовищі. Так, за значення рН 6,0 їхня частка у загальному балансі розчинених форм досягає 87,3 %, а за рН 7,0 і 8,0 —  $\approx 7,0$  і 0,07 % відповідно. Інші комплекси ртуті (II) містяться у мізерно малих концентраціях [3]. Внесення у досліджувану систему деяких органічних лігандів (глутамінова кислота, лимонна кислота, фульвокислоти) зумовлює домінування комплексів  $\text{Hg(II)}$  з останніми. Як показують наші розрахунки, практично вся розчинена ртуть (II) входить до складу фульватних комплексів за значень рН середовища від 6,0 до 10,0. Отже, ці розрахунки показують, що гумусові речовини

відіграють важливу роль у міграції Hg(II) у поверхневих природних водах, про що йтиметься нижче.

Потрапляючи у природне водне середовище, сполуки ртуті зазнають трансформації через вплив різних чинників та процесів, які відбуваються в ньому. Певна частина ртуті залишається у розчиненому стані, а інша адсорбується на поверхні завислих речовин. Метилування за участі мікроорганізмів призводить до появи метильованих сполук  $\text{CH}_3\text{Hg}^+$  та  $\text{CH}_3\text{HgCH}_3$  або  $\text{Hg}(\text{CH}_3)_2^0$ , а наявність у воді природних органічних речовин — до утворення відповідних комплексів [29, 51, 87, 129].

Концентрація ртуті у поверхневих водних об'єктах із різних регіонів, у тому числі тих, які зазнають антропогенного навантаження. Концентрація ртуті у поверхневих водних об'єктах знаходиться у доволі широкому інтервалі — від природно низьких величин у незабруднених прісних водах ( $<1\text{—}20\text{ нг/дм}^3$ ) до значно вищих рівнів у забруднених регіонах (десятки мікрограмів в  $1\text{ дм}^3$ ). Зумовлено це впливом природних чинників, промислових скидів, атмосферних опадів і таких важливих характеристик водозбору, як наявність органічних речовин та pH об'єктів довкілля. Хоча фонові концентрації доволі низькі, у промислових/міських районах часто спостерігається підвищений вміст ртуті, що створює ризики забруднення харчового ланцюга.

Узагальнені нами дані стосовно загального вмісту Hg(II) у поверхневих водних об'єктах із різних регіонів світу наведено в таблиці 1.

У незабруднених поверхневих водах концентрація Hg(II) не перевищує  $3,0\text{—}5,0\text{ нг/дм}^3$  [8]. Для прикладу, до таких відносяться естуарій р. Амазонка (Бразилія), Великі озера (Канада — США), р. Ніагара (Канада) та деякі інші водні об'єкти [39, 42]. Водночас, у поверхневих водних об'єктах поблизу промислового розроблення рудників, видобування золота, старих ртутних шахт тощо концентрація ртуті становить від кількох мікрограмів до десятків мікрограмів в  $1\text{ дм}^3$ . Забруднення ртуттю можливе і за рахунок змиву з територій, на яких використовуються сільськогосподарські пестициди.

Тому високі концентрації ртуті не повинні бути поза увагою, оскільки вони перевищують допустимі норми і створюють загрозу не лише для розвитку і функціонування гідробіоти, але й для здоров'я людей.

*Співвідношення завислих і розчинених форм ртуті у поверхневих водах.* У річках та озерах ртуть знаходиться як у розчиненій, так і в завислій формах, хоча співвідношення цих форм значною мірою змінюється залежно від місця розташування, хімічного складу води та рівня забруднення того чи іншого водного об'єкта.

Концентрації розчиненої ртуті зазвичай дуже низькі (часто  $<12\text{ нг/дм}^3$ ), тоді як вміст ртуті, адсорбованої завислими речовинами, може бути набагато вищим. Це вказує на те, що адсорбцію ртуті на завислих частинках слід розглядати як домінуючий процес, який контролює її рівень у водному середовищі, зокрема поблизу промислових джерел забруднення або дельтових ділянок річок. Обидві форми, особливо коли мікроорганізми перетворюють їх на високотоксичну метилртуть, потрап-

Таблиця 1

## Загальний вміст ртуті у поверхневих водних об'єктах із різних регіонів

| Водні об'єкти                                                        | Концентрація Hg(II) <sub>заг</sub> ,<br>нг/дм <sup>3</sup>                   | Література |
|----------------------------------------------------------------------|------------------------------------------------------------------------------|------------|
| Незабруднені поверхневі води                                         | 3,0—5,0                                                                      | [8]        |
| Поверхневі водні об'єкти в районі м. Познань, Польща                 | $\frac{8,0-40,0}{20\pm 8}$                                                   | [75]       |
| Ґрунтові води в районі м. Познань, Польща                            | $\frac{0,8-4,1}{1,3\pm 0,7}$                                                 | [75]       |
| Річки, Польща                                                        | (420±45) — (890±34)                                                          | [69]       |
| Озера у бореальному лісовому регіоні, Швеція                         | $\frac{1,9-7,8}{4,7}$                                                        | [86]       |
| Водні об'єкти в провінції Кханьхоа, В'єтнам                          | (14,0±1,5)* — (40,0±10,4)*<br>(0,7±0,17)** — (2,8±0,4)**                     | [81]       |
| Адріатичне море:                                                     |                                                                              |            |
| північна частина                                                     | $\frac{2,80-6,75}{4,07\pm 1,00^*}$<br>$\frac{1,14-15,35}{5,02\pm 3,26^{**}}$ | [48]       |
| центральна частина                                                   | $\frac{2,36-6,02}{3,67\pm 1,12^*}$<br>$\frac{0,11-1,78}{0,93\pm 0,47^{**}}$  |            |
| південна частина                                                     | $\frac{2,03-9,60}{2,96\pm 0,71^*}$<br>$\frac{0,09-1,71}{0,40\pm 0,26^{**}}$  |            |
| Річки і озера Болгарії                                               | <2,5—48,0±4,0                                                                | [89]       |
| Естуарій р. Амазонка, Бразилія                                       | 0,30—2,77                                                                    | [39]       |
| Озера, у тому числі Онтаріо, Ері, США                                | 0,48—104,3                                                                   | [56]       |
| р. Ярлунг Зангбо, Тибет, КНР                                         | 1,46—4,99                                                                    | [130]      |
| Річки Уцзян і Хуанпу, КНР                                            | 2,6—329,6; 120—1580                                                          | [38, 72]   |
| Річки-притоки оз. Мічиган, США                                       | $\frac{0,56-182}{7,86}$                                                      | [67]       |
| Великі озера, Канада                                                 | (0,29±0,05) — (12,44±3,57)                                                   | [42]       |
| Великі озера, Канада                                                 | 0,92—3,61                                                                    | [110]      |
| Озера в нафтоносному регіоні, Канада                                 | $\frac{0,36-5,33}{2,05\pm 0,17}$                                             | [44]       |
| Поверхневі води вздовж системи р. Карсон — водосховища Лахонтан, США | 4,28—2107                                                                    | [20]       |

Продовження табл. 1

| Водні об'єкти                                                                         | Концентрація Hg(II) <sub>заг.</sub> ,<br>нг/дм <sup>3</sup> | Література |
|---------------------------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------|------------|
| Поверхневі води басейну р. Пірасікаба, Бразилія                                       | 1,1—24,0                                                    | [52]       |
| р. Червона, В'єтнам:                                                                  |                                                             | [94]       |
| в період низького рівня води                                                          | 50,0—80,0*                                                  |            |
| в період повені                                                                       | 70,0—110*                                                   |            |
| естуарій річки Червона                                                                | 600—700**                                                   |            |
| Річка Пра, Гана: сезон дощів                                                          | 28,70—420,30                                                | [41]       |
|                                                                                       | 164,28                                                      |            |
| Річка Пра, Гана: сухий сезон                                                          | 45,80—462,10                                                |            |
|                                                                                       | 161,83                                                      |            |
| Водні об'єкти, Південний В'єтнам                                                      | 13,0—40,0*                                                  | [94]       |
| р. Ніагара, вище і нижче за течією, 1986—2005 рр., Канада                             | 1,05—0,35                                                   | [42]       |
|                                                                                       | 0,95—0,65                                                   |            |
| Грунтові води з острова Скіатос, Греція                                               | 0,0—5600                                                    | [117]      |
| р. Куюні, Венесуела                                                                   | 240—4140                                                    | [55]       |
|                                                                                       | 1600                                                        |            |
| р. Мадейра та її притоки, Бразилія, у т. ч. поблизу основних районів видобутку золота | 19,8—332                                                    | [95]       |
|                                                                                       | 24,6±4,5                                                    |            |
|                                                                                       | 200—9500                                                    | [100]      |
| Поверхневі води у районі старих ртутних шахт, Румунія                                 | <1000—6300                                                  | [101]      |
| Річки поблизу алювіального золотого рудника, Гана                                     | < 100—3092                                                  | [57]       |
| Прибережна зона Мотріль, південно-східна Іспанія                                      | н.м.в. — 2088                                               | [90]       |
| Річки Східного Техасу, США                                                            | н.м.в.—2500                                                 | [26]       |
|                                                                                       | 105                                                         |            |
| р. Лом, золоторудний басейн Лом, східний Камерун: сезон дощів                         | 0,0—42 000                                                  | [9]        |
|                                                                                       | 8 000                                                       |            |
| р. Лом, золоторудний басейн Лом, східний Камерун: сухий сезон                         | 1000—31000                                                  |            |
|                                                                                       | 7 000                                                       |            |
| Альпійські озера в Гімалаях, Пакистан                                                 | 300—3100                                                    | [91]       |
|                                                                                       | 1390                                                        |            |

Примітка. Над ризикою граничні величини, під ризикою — середні значення, \* розчинена ртуть, \*\* ртуть у складі завислих речовин. Тут і в табл. 2: н.м.в. — нижче межі визначення.

ляють у харчовий ланцюг, створюючи ризики для водних організмів та людей.

Узагальнені нами дані щодо співвідношення завислої і розчиненої форм ртуті у водних об'єктах із різних регіонів світу наведено у таблиці 2.

Слід зауважити, що не завжди наводиться інформація про загальний вміст ртуті та її завислої і розчиненої форм. Часто наявні дані про розчинену і завислу форми, тому у такому випадку до уваги бралися усереднені показники суми середніх значень концентрації зазначених форм.

Із наведених даних видно, що в одних водних об'єктах домінує розчинена форма, а в інших — зависла, тобто більша частина ртуті знаходиться у складі завислих речовин. Значною мірою це залежить від вмісту останніх у воді, їхньої природи (домінують неорганічні або органічні частинки) та гранулометричного складу, хоча в науковій літературі не завжди наявна такого роду інформація.

Концентрація ртуті у складі завислих речовин істотно збільшується за зростання їхнього вмісту у воді, що було показано для естуарію р. Ельба і нижньої ділянки р. Міннесота [12, 35]. Про це йдеться також і в інших публікаціях. Виявлено тісний кореляційний зв'язок між концентрацією  $Hg_{зав}$  і вмістом завислих речовин у воді зі значеннями коефіцієнта кореляції 0,96 і 0,83 залежно від пори року [30].

*Частка метильованої ртуті у поверхневих водних об'єктах із різних регіонів.* Метилртуть ( $CH_3Hg^+$ ) як репрезентативна органічна форма ртуті створює глобальну проблему у прісноводному та морському середовищах [71]. Гідроксид метилртуті,  $CH_3HgOH$ , вважається найстабільнішою формою метильованої ртуті у прісноводному середовищі, тоді як у морській воді домінує хлорид метилртуті,  $CH_3HgCl$  [37, 120]. Характерна особливість метилртуті — це її висока здатність до біоаккумуляції та тривалого часу знаходження в живих організмах.

Узагальнену нами інформацію щодо концентрації метильованої ртуті та її частки у складі розчиненої  $Hg(II)$  наведено в таблиці 3.

Із наведених даних видно, що частка  $CH_3Hg^+$  у розглянутих нами водних об'єктах, зазвичай, незначна і зрідка перевищує 20 %  $Hg_{розч}$ . Про це йдеться також в роботах [22, 36], автори яких стверджують, що частка метильованої ртуті становить 3—6 %  $Hg_{заг}$  у незабрудненій морській воді і 26—53 %  $Hg_{заг}$  у прісних водах. Тому це слід сприймати певною мірою як позитивне явище з огляду на високу токсичність і небезпеку цієї форми ртуті для всього живого.

На підтвердження того, що частка  $CH_3Hg^+$  невисока, наводимо дані щодо співвідношення розчиненої і метильованої ртуті у воді оз. Сважендзьке, Польща (рис. 2, а) і естуарію затоки Сан Франциско, США (рис. 2, б). Частка останньої складає 8—19 %  $Hg_{заг}$  у воді зазначеного озера (див. табл. 3) і 3,7—31,6 %  $Hg_{розч}$  у воді естуарію [13, 33].

Наведена вище інформація не означає, що в результаті трансформації сполук  $Hg(II)$  в об'єктах довкілля не можуть утворюватись продукти метилування у значно більших концентраціях. Наявні випадки, коли у придонній воді озер під час стратифікації частка  $MeHg^+$  досягала 12—

Таблиця 2

Співвідношення завислої і розчиненої форм ртуті у поверхневих водах суходолу із різних регіонів

| Водні об'єкти                                                        | Hg <sub>зат</sub> , нг/дм <sup>3</sup> | Hg <sub>зав</sub>                                     |                     | Hg <sub>розч</sub>                                        |                     | Література |
|----------------------------------------------------------------------|----------------------------------------|-------------------------------------------------------|---------------------|-----------------------------------------------------------|---------------------|------------|
|                                                                      |                                        | нг/дм <sup>3</sup>                                    | % Hg <sub>зат</sub> | нг/дм <sup>3</sup>                                        | % Hg <sub>зат</sub> |            |
| Озера, у тому числі Онтаріо, Ері, США                                | $\frac{0,48-21,66}{5,58}$              | $\frac{0,06-11,03}{3,02}$                             | 54,2                | $\frac{0,42-12,64}{2,58}$                                 | 46,2                | [56]       |
| р. Ярлунг Зангбо, Тибет, КНР                                         | $\frac{1,46-4,99}{2,79 \pm 1,05}$      | 2,01 ± 1,05                                           | 69,0                | 0,77 ± 0,16                                               | 31,0                | [130]      |
| Поверхневі води вздовж системи р. Карсон — водосховища Лахонтан, США | 4,28—1583*                             | ×                                                     | 42,5—98,8*          | 2,46—25,28*                                               | 1,2—57,5*           | [20]       |
| Адріатичне море:                                                     |                                        |                                                       |                     |                                                           |                     | [48]       |
| північна частина                                                     | 9,09*                                  | $\frac{1,14-15,35}{5,02 \pm 3,26}$                    | 55,2                | $\frac{2,80-6,75}{4,07 \pm 1,00}$                         | 44,8                |            |
| центральна частина                                                   | 4,60*                                  | $\frac{0,11-1,78}{0,93 \pm 0,47}$                     | 20,2                | $\frac{2,36-6,02}{3,67 \pm 1,12}$                         | 79,8                |            |
| південна частина                                                     | 3,36*                                  | $\frac{0,09-1,71}{0,40 \pm 0,26}$                     | 11,9                | $\frac{2,03-9,60}{2,96 \pm 0,71}$                         | 88,1                |            |
| р. Ідрія, Словенія                                                   | $\frac{2,77-322}{36,87 \pm 84,16}$     | ×                                                     | 83,7                | $\frac{0,43-39,23}{6,01 \pm 10,77}$                       | 16,3                | [21, 22]   |
| р. Кай, провінція Кханьхоа центральний В'єтнам                       | ×                                      | $\frac{(0,7 \pm 0,17)^* - (2,8 \pm 0,4)^*}{2,0-73,0}$ | 2—17                | $\frac{(14,0 \pm 1,5)^* - (40,0 \pm 10,4)^*}{10,0-850,0}$ | 83—98               | [81]       |
| Онезьке озеро                                                        | $\frac{22,0-852,0}{320 \pm 70}$        | 24 ± 6                                                | 7,5                 | 296 ± 64                                                  | 92,5                | [82]       |

Продовження табл. 2

| Водні об'єкти                                                                                           | Hg <sub>заг</sub> , нг/дм <sup>3</sup> | Hg <sub>заг</sub>                 |                     | Hg <sub>розч</sub>                 |                     | Література |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------|----------------------------------------|-----------------------------------|---------------------|------------------------------------|---------------------|------------|
|                                                                                                         |                                        | нг/дм <sup>3</sup>                | % Hg <sub>заг</sub> | нг/дм <sup>3</sup>                 | % Hg <sub>заг</sub> |            |
| Поверхневі води у системі каналу водовідведення, Саудівська Аравія                                      | 2,43*                                  | 0,65–3,05<br>1,53                 | 63,0                | 0,6–1,3<br>0,9                     | 37,0                | [116]      |
| Південно-східне узбережжя Середземного моря, Єгипет                                                     | 2482*                                  | 10,0–2210<br>672                  | 27,1                | 40,0–6090<br>1810                  | 72,9                | [6]        |
| Прибережна морська вода, Танзанія                                                                       | 0,175*                                 | н.м.в.–0,31<br>0,095              | 54,3                | н.м.в.–0,23<br>0,08                | 45,7                | [23]       |
| Грунтові води, Невада, США                                                                              | 0,4–36,7<br>119±10,7                   | ×                                 | ×                   | н.м.в.–15,7<br>5,4±4,3             | 45,4                | [31]       |
| Кілійська дельта р. Дунай, Україна                                                                      | 250*                                   | 40–340<br>200                     | 80,0                | 20–70<br>50                        | 20,0                | [2]        |
| Основні притоки затоки Сепетіба, південно-східна Бразилія у цілому та окремі річки:<br>р. Сан-Франциско | 36,2*<br>1,4–8,3<br>4,9                | 0,3–250<br>24,5<br>0,7–8,1<br>4,5 | 67,8<br>91,8        | 0,1–66,6<br>11,7<br>0,2–0,7<br>0,4 | 32,3<br>8,2         | [98]       |
| р. Гуанду                                                                                               | 102–323<br>188                         | 96,4–156<br>121                   | 64,4                | 4,9–167<br>66,6                    | 35,4                |            |
| р. Іта                                                                                                  | 1,44–1,80<br>1,62                      | 0,24–0,29<br>0,27                 | 16,7                | 1,20–1,51<br>1,35                  | 83,3                |            |
| Побутові свердловини на прибережній рівнині Нью-Джерсі, США                                             | 182–1180<br>625                        | 23,0–630<br>335                   | 53,6                | 99–530<br>273                      | 43,7                | [14]       |

Продовження табл. 2

| Водні об'єкти            | $Hg_{заг}$ , нг/дм <sup>3</sup> | $Hg_{заг}$         |              | $Hg_{розч}$        |              | Література |
|--------------------------|---------------------------------|--------------------|--------------|--------------------|--------------|------------|
|                          |                                 | нг/дм <sup>3</sup> | % $Hg_{заг}$ | нг/дм <sup>3</sup> | % $Hg_{заг}$ |            |
| Естуарій Шельди, Бельгія | 374,9*                          | 110–1050<br>292    | 77,9         | 10–400<br>82,9     | 22,1         | [11]       |
| Північне море            | 0,32–4,29<br>1,62               | 0,04–2,65<br>0,98  | 60,5         | 0,18–0,96<br>0,64  | 39,5         | [35]       |
| р. Ельба, ФРН            | 2,35–102,7<br>38,2              | 158–99,4<br>36,2   | 94,8         | 0,76–329<br>2,01   | 5,2          |            |
| Озеро Балатон, Угорщина  | 1,4–6,5                         | ×                  | ×            | ×                  | ≈ 70,0       | [93]       |

Примітка: Над рискою — граничні величини, під рискою — середні значення; \* усереднені значення (взято з відповідних літературних джерел); × — дані відсутні.

38 % і навіть 60 %  $Hg_{заг}$  [25, 106]. Трансформація ртуті в об'єктах довкілля визначається динамічною взаємодією між абіотичними та біотичними чинниками, включаючи окисно-відновні умови, мікробну активність та компонентний склад органічних речовин.

Водні екосистеми, зокрема водно-болотні угіддя та естуарії, служать «гарячими» точками для метилування  $Hg(II)$ , що посилює ризик її біоаккумуляції в риби та, як наслідок, впливу на людину через споживання морепродуктів [103].

Як зазначено в низці публікацій, включаючи оглядові роботи [15, 107, 111], анаеробні мікроорганізми, такі як сульфато- та залізовідновлювальні бактерії або метаногени, в основному спричиняють утворення  $MeHg^+$  через свій метаболічний шлях. Але низка чинників вказує також і на можливість альтернативних шляхів, які потенційно відбуваються у пелагіальних водах за окиснювальних умов. Зокрема прогнозується, що бореальні водні екосистеми зазнають зростання концентрації розчинених органічних речовин в результаті збільшення наземного стоку, спричиненого зміною клімату, а це може мати важливі наслідки для утворення  $MeHg^+$  у помітно більших кількостях у товщі води [107].

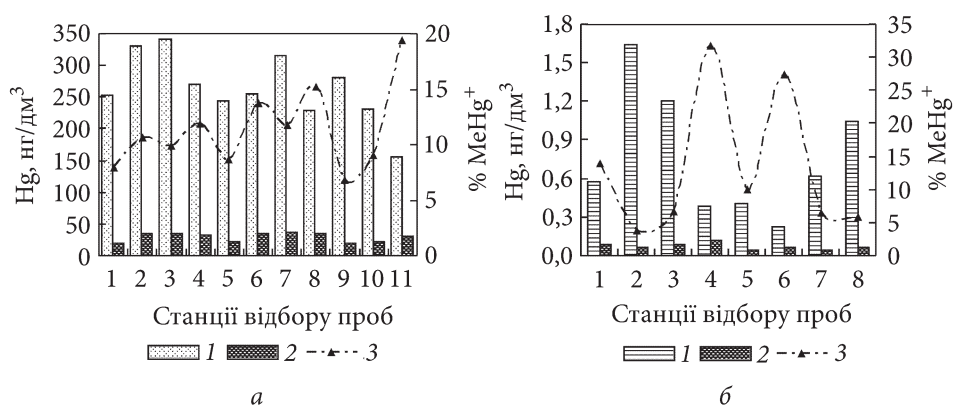
Найважливіші чинники, які впливають на процес метилування ртуті у природному водному середовищі. Серед найважливіших чинників, які

Таблиця 3

**Концентрація та частка метильованої ртуті (MeHg<sup>+</sup>) у поверхневих водних  
об'єктах із різних регіонів**

| Водні об'єкти                                                                   | Hg <sub>розч</sub> , нг/дм <sup>3</sup> | MeHg <sup>+</sup>                     |                                  | Література |
|---------------------------------------------------------------------------------|-----------------------------------------|---------------------------------------|----------------------------------|------------|
|                                                                                 |                                         | нг/дм <sup>3</sup>                    | % Hg <sub>розч</sub>             |            |
| Поверхневі води<br>вздовж системи<br>р. Карсон — водосхо-<br>вища Лахонтан, США | 2,46—25,28*                             | 0,13—1,33*                            | $\frac{3,4-15,4^*}{10,7}$        | [20]       |
| р. Ідрія, Словенія                                                              | $\frac{0,43-39,23}{6,01 \pm 10,77}$     | $\frac{0,0-0,094}{0,035 \pm 0,032}$   | 0,6                              | [21]       |
| р. Карсон, Невада,<br>США                                                       | $\frac{2,46-25,28}{9,05 \pm 7,3}$       | $\frac{0,129-1,33}{0,63 \pm 0,43}$    | 7,0                              |            |
| р. Мадейра, Бразилія                                                            | $\frac{0,33-8,06}{2,031 \pm 2,317}$     | $\frac{0,300-0,647}{0,413 \pm 0,148}$ | 20,3                             | [21]       |
| Річка Пра, Гана:<br>сезон дощів                                                 | $\frac{28,70-420,30}{164,28}$           | $\frac{0,0-19,64}{2,38}$              | 1,45                             | [41]       |
| Річка Пра, Гана:<br>сухий сезон                                                 | $\frac{45,80-462,10}{161,83}$           | $\frac{0,0-0,82}{0,42}$               | 0,26                             |            |
| Озера в нафтоносно-<br>му регіоні, Канада                                       | $\frac{0,36-5,33}{2,05 \pm 0,17}$       | $\frac{0,0-0,53}{0,097 \pm 0,011}$    | $\frac{1,2-22,0}{5,26 \pm 0,67}$ | [44]       |
| р. Ярлунг Зангбо,<br>Тибет, КНР                                                 | 2,79±1,05                               | 0,12±0,05                             | 5,0±2,0                          | [130]      |
| Балтійське море                                                                 | $\frac{0,28-1,40}{0,6 \pm 0,2}$         | ×                                     | ≈ 20                             | [99]       |
| р. Коннектикут, США                                                             | 45,0                                    | 24,0                                  | 53,3**                           | [50]       |
| Поверхневі води,<br>Каліфорнія, США                                             | $\frac{0,94-2,47}{1,64}$                | $\frac{0,16-0,88}{0,35}$              | 21,3                             | [121]      |
|                                                                                 | $\frac{0,84-2,63}{1,44}$                | $\frac{0,13-1,30}{0,39}$              | 27,1                             |            |
| Річка Саванна,<br>Джорджія, США                                                 | 2,59                                    | 0,085                                 | 3,3                              | [97]       |
| оз. Сважендзьке,<br>Польща                                                      | 155—342                                 | 21,7—36,5                             | 8,1—11,0                         | [13]       |
| Річки східного<br>Теннессі, США                                                 | 10,0—21,0                               | 0,12—0,27                             | 1,2—1,3                          | [109]      |
| Евтрофний естуарій,<br>північний Тайвань                                        | 24,3—45,8                               | 0,27—9,64                             | 0,6—30,4                         | [47]       |
| Річки Канади                                                                    | 1,1—4,2                                 | 0,04—0,20                             | 3,6—4,8                          | [112]      |
| Озеро Бал, Канада                                                               | 1,8                                     | 0,09                                  | 5,0                              |            |

Примітка. \* За усередненими значеннями; \*\* метильована ртуть і зв'язана в комплекси з органічними лігандами.



**Рис. 2.** Концентрація  $\text{Hg}_{\text{заг}}$  (1) і  $\text{MeHg}^+$  (2) у воді оз. Сважендзьке, Польща (а) та  $\text{Hg}_{\text{розч}}$  (1) і  $\text{MeHg}^+$  (2) у воді естуарію затоки Сан-Франциско, США (б). Частку  $\text{MeHg}^+$  (3) виражено у % до  $\text{Hg}_{\text{заг}}$  (а) або до  $\text{Hg}_{\text{розч}}$  (б). Адаптовано відповідно до [13, 33]

сприяють метилуванню ртуті важливе місце посідають мікробіологічна активність, температура, рН води, наявність органічних речовин та їхній компонентний склад, окисно-відновні умови (редокс-потенціал, Eh), концентрація сульфід-іонів та деякі інші [10, 49]. Зазначені чинники детально обговорено в оглядовій статті [123]. На окремих із них зупинимось нижче.

**Вплив температури.** Помітний вплив на метилування  $\text{Hg}(\text{II})$  у природному водному середовищі спричинює температура. Зазвичай, швидкість метилування ртуті у водних системах досягає максимуму в літні місяці [65, 70]. Встановлено, зокрема, що вивільнення метилртуті із донних відкладів за температури 4 °C становить 50—70 % від тієї кількості, яка надходить за температури 20 °C [127]. Ці дані свідчать про те, що взимку інтенсивність біологічних процесів помітно знижується, а з ними і метаболічна активність. Водночас, з підвищенням температури виникають сприятливі умови для формування дефіциту розчиненого кисню у придонному горизонті водойм та збільшення кількості доступної  $\text{MeHg}^+$  через підвищену активність анаеробних мікроорганізмів [49, 74]. Саме анаеробні умови і температура розглядаються як найважливіші чинники, які пришвидшують процес метилування ртуті. З підвищенням температури зростає надходження з донних відкладів забруднювальних речовин, у тому числі метильованої ртуті, до водної товщі, а отже, збільшується біодоступність  $\text{MeHg}^+$  для водних організмів з усіма негативними наслідками [71].

В умовах кліматичних змін передбачається зростання концентрації ртуті в атмосфері через збільшення інтервалів між періодами випадання опадів, а також пришвидшення процесу метилування ртуті через посилення мікробіологічної активності з підвищенням температури [17, 76, 118].

*Вплив рН водного середовища.* Дослідження потенційного впливу рН на метилування ртуті були пов'язані, передусім, із явищами закислення озер у північних регіонах через випадання атмосферних опадів з низькими показниками рН [123]. В результаті виявилось, що концентрація ртуті в рибах помітно зросла саме в таких озерних водах [60, 78]. Це наводило на думку, що зниження рН могло стати причиною збільшення концентрації метилртуті та її біоаккумуляції. Однак доказу прямого впливу зниження рН водного середовища на процес метилування ртуті не було доведено. Хоча мобільність і розчинність ртуті в цілому і метилртуті зокрема залежать від рН, але у даному випадку зростання їхньої концентрації у воді озер пов'язували зі збільшенням надходження з атмосферними опадами. Також останні характеризувались підвищеними концентраціями сульфат-іонів і, як наслідок цього, зростав вміст у воді метильованої ртуті [122].

Водночас, наявні дані про те, що зниження рН водного середовища впливає на метилування  $\text{Hg(II)}$ , яке було в сім разів інтенсивнішим при рН 4,5 порівняно з рН 8,5 [129]. Такий ефект автори пов'язують частково з сульфатною стимуляцією процесу метилування, принаймні у дослідах зі штучним зниженням рН у пробах природної води.

Існує думка про те, що зниження рН природної води може бути причиною вивільнення певної частини  $\text{MeHg}^+$  зі складу завислих речовин, внаслідок чого зростає її концентрація і біодоступність у воді. Опосередковано на цей процес можуть впливати гумусові речовини, наявність яких у воді призводить, з одного боку, до певного зниження рН, а з іншого, — до зв'язування  $\text{MeHg}^+$  в комплекси і вивільнення таким чином зі складу завислих речовин [63].

Допускається також, що зниження рН може бути причиною зменшення мікробіологічної активності, а з нею і швидкості бактеріального метилування ртуті. Однак опубліковані дані вказують на те, що мікробіологічна активність в озерах не знижується після їхнього підкислення [123].

*Вплив органічних речовин.* Роль органічних речовин в метилуванні  $\text{Hg(II)}$  не дуже зрозуміла. Відомо лише, що швидкість трансформації неорганічної ртуті в метилртуть набагато більша в донних відкладах з підвищеним вмістом органічних речовин у їхньому складі [123]. Про помітне збільшення концентрації  $\text{MeHg}^+$  у воді, донних відкладах і організмах риб зі збільшенням вмісту органічного вуглецю йдеться в низці публікацій [54, 63, 127]. Розглядається стимулюючий вплив органічних речовин як поживних сполук на мікробіологічну активність у процесі метилування. Водночас пряме абіотичне метилування  $\text{Hg(II)}$  за наявності у воді гумінових і фульвокислот вважається незначним. Наявність органічних речовин з тіоловими групами у їхньому складі може бути причиною зниження метилування  $\text{Hg(II)}$  через утворення відповідних комплексних сполук [73]. Це ж саме стосується й гумусових речовин [104], які зв'язують в комплекси як іони  $\text{Hg(II)}$ , так і  $\text{CH}_3\text{Hg}^+$ , завдяки чому зни-

жується процес метилування, з одного боку, а з іншого, біодоступність метильованої ртуті.

Однак підвищення вмісту органічних речовин у воді призводить до збільшення витрат розчиненого кисню на їхнє окиснення та може бути причиною його дефіциту і формування анаеробних умов у придонному горизонті водойм, а це активізує мікробіологічну активність, а значить, і зростання швидкості метилування  $\text{Hg(II)}$ . Тобто, у даному випадку мова йде про непрямий вплив органічних речовин на процес метилування ртуті. Крім того, завдяки комплексоутворенню за участі органічних речовин, знижується біодоступність  $\text{Hg(II)}$  для мікроорганізмів, тому слід очікувати зменшення кількісних параметрів біометилування ртуті.

Відомо також, що гумусові речовини здатні до відновлення  $\text{Hg}^{2+}$  до елементної ртуті ( $\text{Hg}^0$ ) [3, 5, 59, 80], а саме це слід розглядати як важливу причину зниження доступності  $\text{Hg}^{2+}$  для метилування.

*Вплив окисно-відновних умов.* Як відомо, метилування ртуті відбувається як в аеробних, так і в анаеробних умовах. Якщо раніше вважалося, що метилування ртуті відбувається активніше в аеробних умовах, то результати пізніших досліджень показали, що цей процес набагато інтенсивніший в умовах аноксії [24, 85]. В результаті проведення досліджень з'ясувалось, що оксигенація (збагачення киснем) донних відкладів пригнічує інтенсивність метилування  $\text{Hg(II)}$  [111]. Було також встановлено, що в донних відкладах естуарію активність процесу метилування досягла максимуму за величини Eh-потенціалу ( $-220$  мВ) порівняно з більш високим його значенням ( $+110$  мВ) [32].

Зниження інтенсивності метилування  $\text{Hg(II)}$  в аеробних умовах пояснюється зменшенням активності анаеробних мікроорганізмів, зокрема сульфатовідновлювальних бактерій. Можна вважати, що анаеробні умови найсприятливіші для метилування ртуті. Рівень  $\text{MeHg}^+$  у гіполімнетичних водах сезонно стратифікованих озер і водосховищ найвищий в період літньої стратифікації, коли концентрація розчиненого кисню знижується до мінімальних значень [18, 105].

Отже, в умовах кліматичних змін за тривалої температурної і кисневої стратифікації слід очікувати поглиблення дефіциту розчиненого кисню аж до появи аноксії, а це сприятиме зростанню показників метилування  $\text{Hg(II)}$ . Цьому також сприятимуть високі показники вмісту органічних речовин, оскільки за таких умов формується дефіцит  $\text{O}_2$ , який інтенсивно витрачається на їхнє окиснення. А це, в свою чергу, зумовлюватиме зниження рН і Eh-потенціалу.

*Комплексоутворення  $\text{Hg(II)}$  з органічними речовинами поверхневих вод.* Утворення комплексів  $\text{Hg(II)}$  з природними органічними речовинами впливає на її біодоступність для асиміляції та продукування нейротоксичної метилртуті у водному середовищі [28, 29, 53, 58].

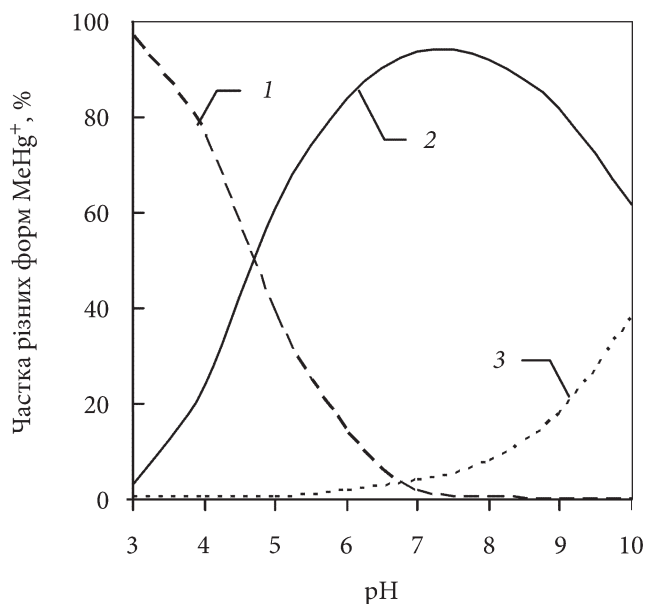
Іони  $\text{Hg}^{2+}$  легко утворюють комплексні сполуки з органічними лігандами, які характеризуються доволі високими значеннями умовних констант стійкості. Як було вже зазначено вище, у прісній воді більша частина розчиненої ртуті утворює комплекси з органічними лігандами через

сильну асоціацію, зокрема з тіоловими групами ( $-RSH$ ) у їхньому складі [40, 73]. Причому у комплексоутворенні беруть участь не лише іони  $Hg^{2+}$ , але й метилртуть  $CH_3Hg^+$  [40, 64, 125]. Зазначається, що навіть за низьких концентрацій ( $\approx 3,0$  мг/дм<sup>3</sup>) природні органічні речовини істотно впливають на стан  $Hg(II)$  у водному середовищі. Помітний вплив на шляхи міграції і розподіл ртуті у воді та донних відкладах виявляють гумусові речовини [123, 125].

Гумінові кислоти містять у своїй структурі дві основні функціональні групи, які можуть взаємодіяти з  $Hg(II)$ , — карбоксильну ( $-COO^-$  від  $-COOH$ ) та тіольну ( $-S^-$  від  $-SH$ ) групи [96]. За наявності у воді гумінових кислот відбувається комплексоутворення з метильованою формою ртуті, тобто з  $CH_3Hg^+$ . У цьому контексті представляє інтерес діаграма розподілу різних її форм залежно від рН водного середовища (рис. 3), яку адаптовано з урахуванням даних, наведених у роботі [7].

Із наведених даних видно, що у слабкокислому середовищі домінує хлоридний комплекс метилртуті. За значень рН, характерних для природних поверхневих вод, переважає комплекс метилртуті з гуміноюватою кислотою, частка якого знижується з підвищенням рН води. У слабколужному середовищі починає зростати частка комплексу метилртуті з гідроксил-іоном.

У науковій літературі неодноразово зазначалось, що  $Hg(II)$  утворює комплексні сполуки з природними органічними лігандами, які характе-



**Рис. 3.** Частка різних форм метильованої ртуті  $MeHg^+$  за наявності у воді гумінових кислот ( $1,0$  мг/дм<sup>3</sup>) [7].  $C_{MeHg} = 0,1$  ммоль/дм<sup>3</sup> ( $20,06$  нг/дм<sup>3</sup>),  $C_{Cl} = 1,0$  ммоль/дм<sup>3</sup> ( $35,5$  мг/дм<sup>3</sup>). 1 —  $MeHgCl$  (комплекс  $MeHg^+$  з хлорид-іоном); 2 —  $RSHgMe$  (комплекс  $MeHg^+$  з гуміноюватою кислотою); 3 —  $MeHgOH$  (комплекс  $MeHg^+$  з гідроксил-іоном)

ризуються доволі високими значеннями умовних констант стійкості [5, 102]. Серед низки важких металів ртуть за стійкістю гуматних і фульватних комплексів займає перше місце в ряду Ірвінга — Вільямса [83].

Комплексоутворення за участі природних органічних речовин, передусім гумусових кислот, значною мірою впливає на стан ртуті у природному водному середовищі, її міграцію, трансформацію співіснуючих форм та їхню біодоступність, зокрема метильованої ртуті [62, 92]. Зв'язування іонів  $\text{Hg}^{2+}$  в комплекси з розчиненими органічними речовинами впливає на процес метилування, про що вже йшлося вище, а також зазначено в статті авторів [88]. Тому на це слід особливо зважати при оцінці стану поверхневих водних об'єктів, які зазнають антропогенного навантаження, у тому числі сполуками  $\text{Hg(II)}$ .

### Висновки

Ртуть належить до найнебезпечніших забруднювальних речовин довкілля, передусім поверхневих водних об'єктів. Особливо небезпечні для всього живого її продукти метилування — метилртуть  $\text{CH}_3\text{Hg}^+$  і диметилртуть  $\text{Hg}(\text{CH}_3)_2$ . Більша частина ртуті потрапляє до природного водного середовища антропогенним шляхом через широке її використання у різних галузях промисловості і сільського господарства та приладах.

Потрапляючи у водне середовище,  $\text{Hg(II)}$  зазнає трансформації. Певна її частина адсорбується завислими частинками. Метилування за участі мікроорганізмів призводить до появи метильованих сполук, зазначених вище, а наявність у воді природних органічних речовин — до утворення відповідних комплексних сполук. Причому  $\text{Hg(II)}$  утворює комплексні сполуки, які відрізняються високими значеннями умовних констант стійкості.

Метилування  $\text{Hg(II)}$  слід розглядати як небажаний і небезпечний процес не лише для водних організмів, але й для людського організму, оскільки ця форма ртуті може накопичуватись, передусім у рибі і молюсках, які споживаються людиною.

Аналіз багаточисленних результатів досліджень свідчить про те, що у більшості водних об'єктів частка метильованої ртуті порівняно невисока, що дуже важливо з екологічних позицій. Однак у забруднених водних об'єктах з високим рівнем трофності процес метилування може посилюватись.

Серед низки чинників, які впливають на процес метилування ртуті у природному водному середовищі, важливе місце займають температура, рН і Eh-потенціал води, наявність органічних речовин, комплексоутворення, хоча їхню дію не завжди вдається однозначно інтерпретувати. Зниження концентрації  $\text{Hg(II)}$  за дії окремих із зазначених чинників сприяє істотному уповільненню процесу метилування.

### Список використаної літератури

1. Карапет'янц М.Х., Дракин С.И. Общая и неорганическая химия. Москва: Химия, 1981. 632 с.

2. Козлова С.И. Трансформация форм ртути и процессы ее миграции в экосистемах Кикийской дельты р. Дунай и устьевого взморья : дисс. канд. геогр. наук. Ростов-на-Дону, 1990. 200 с.
3. Линник П.Н., Набиванец Б.И. Формы миграции металлов в пресных поверхностных водах. Ленинград: Гидрометеиздат, 1986. 270 с.
4. Назаренко В.А., Антонович В.П., Невская Е.М. Гидролиз ионов металлов в разбавленных растворах. Москва: Атомиздат, 1979. 192 с.
5. Осадча Н.М., Линник П.М., Осадчий В.І. та ін. Хімія поверхневих вод України. Гумусові речовини. Київ: Академперіодика, 2025. 632 с.
6. Abdallah M.A.M. Mercury speciation in aquatic environment south eastern coast of the Mediterranean Sea, Egypt. *Emerging Contaminants*. 2020. Vol. 6. P. 194—203.
7. Amirbahman A., Reid A.L., Haines T.A. et al. Association of methylmercury with dissolved humic acids. *Environ. Sci. Technol.* 2002. Vol. 36. P. 690—695.
8. Appleton J.D., Williams T.M., Breward N. et al. Mercury contamination associated with artisan gold mining on the island of Mindanao, the Philippines. *Sci. Total Environ.* 1999. Vol. 228. P. 95—109.
9. Atangana M.S.B., Ngoupayou J.R.N., Deliege J.-F. Hydrogeochemistry and mercury contamination of surface water in the Lom Gold Basin (East Cameroon): water quality index, multivariate statistical analysis and spatial interpolation. *Water*. 2023. Vol. 15. Article number 2502. 23 pp. <https://doi.org/10.3390/w15132502>
10. Avramescu M.-L., Yumvihoze E., Hintelmann H. et al. Biogeochemical factors influencing net mercury methylation in contaminated freshwater sediments from the St. Lawrence River in Cornwall, Ontario, Canada. *Sci. Total Environ.* 2011. Vol. 409. P. 968—978.
11. Baeyens W., Decadt G., Elskens I. A study of the distribution mercury in the various compartments of the North Sea and Scheldt Estuary ecosystems. *Oceanologica Acta*. 1979. Vol. 2, N 4. P. 447—457.
12. Balogh T.J., Meyer M.L., Johnson D.K. Mercury and suspended sediment loadings in the lower Minnesota River. *Environ. Sci. Technol.* 1997. Vol. 31. P. 198—202.
13. Baralkiewicz D., Gramowska H., Gołdyn R. Distribution of total mercury and methyl mercury in water, sediment and fish from Swarzędzkie lake. *Chem. Ecol.* 2006. Vol. 22, N 1. P. 59—64.
14. Barringer J.L., Szabo Z., Reilly P.A. Mercury in waters, soils, and sediments of the New Jersey Coastal Plain: a comparison of regional distribution and mobility with the mercury contamination at the William J. Hughes Technical Center. Atlantic County, New Jersey: U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2012—5115. 34 pp.
15. Benoit J.M., Mason R.P., Gilmour C.C. Estimation of mercury-sulfide speciation in sediment pore waters using octanol—water partitioning and implications for availability to methylating bacteria. *Environ. Toxicol. Chem.* 1999. Vol. 18. P. 2138—2141.
16. Bitimbayev M.Zh., Rysbekov K.B., Akhmetkanov D.K. et al. The role and importance of chemical elements clarks in the practical expanded reproduction of mineral resources. *Engineering Journal of Satbayev University*. 2022. Vol. 144, N 1. P. 48—56.
17. Blackwell B.D., Driscoll C.T., Maxwell J.A., Holsen T.M. Changing climate alters inputs and pathways of mercury deposition to forested ecosystems. *Biogeochemistry*. 2014. Vol. 119. P. 215—228.
18. Bloom N.S., Effler S.W. Seasonal variability in the mercury speciation of Onondaga Lake (New York). *Water Air Soil Pollut.* 1990. Vol. 53. P. 251—265.
19. Bolan N., Kunhikrishnan A., Thangarajan R. et al. Remediation of heavy metal(loid)s contaminated soils — To mobilize or to immobilize? *J. Hazard. Mater.* 2014. Vol. 266. P. 141—166.
20. Bonzongo J.C., Heim K.J., Warwick J.J. et al. Mercury levels in surface waters of the Carson River—Lahontan Reservoir system, Nevada: influence of historic mining activities. *Environ. Pollut.* 1996. Vol. 92, N 2. P. 193—201.
21. Bonzongo J.C., Lyons W.B., Hines M.E. et al. Mercury in surface waters of three mine-dominated river systems: Idrija River, Slovenia; Carson River, Nevada; and Madeira

- River, Brazilian Amazon. *Geochemistry: Exploration, Environment, Analysis*. 2002. Vol. 2. P. 111—119.
22. Boszke L., Głosińska G., Siepak J. Some aspects of speciation of mercury in a water environment. *Pol. J. Environ. Stud.* 2002. Vol. 11, N 4. P. 285—298.
23. Bungala S.O., Machiwa J., Shilla D. Distribution and speciation of heavy metals in water and sediments of the coastal marine areas of Tanzania. *J. Environ. Protect.* 2021. Vol. 12. P. 734—754.
24. Callister S.M., Winfrey M.R. Microbial methylation of mercury in upper Wisconsin river sediments. *Water Air Soil Pollut.* 1986. Vol. 29. P. 453—465.
25. Capo E., Cosio C., Gascón Díez E. et al. Anaerobic methylators inhabit sinking particles of oxic water columns. *Wat. Res.* 2023. Vol. 229. Article number 1193568. 10 p.
26. Chang M., Cochran M.C., Beasley R.S., McBroom M.W. Mercury concentrations in streams of East Texas. *Stephen F. Austin State University. Faculty Publications*. 2003. Vol. 10. 7 p. <https://scholarworks.sfasu.edu/forestry/10>
27. Chen C.Y., Evers D.C. Global mercury impact synthesis: processes in the southern hemisphere. *Ambio*. 2023. Vol. 52. P. 827—832.
28. Chen H., Johnston R.C., Mann B.F. et al. Identification of mercury and dissolved organic matter complexes using ultrahigh resolution mass spectrometry. *Environ. Sci. Technol. Lett.* 2017. Vol. 4. P. 59—65.
29. Chiasson-Gould S.A., Blais J.M., Poulain A.J. Dissolved organic matter kinetically controls mercury bioavailability to bacteria. *Environ. Sci. Technol.* 2014. Vol. 48. P. 3153—3161.
30. Choe K.-Y., Gill G.A., Lehman R. Distribution of particulate, colloidal, and dissolved mercury in San Francisco Bay estuary. 1. Total mercury. *Limnol. Oceanogr.* 2003. Vol. 48, N 4. P. 1535—1546.
31. Cizdziel J. Mercury concentrations in groundwater collected from wells on and near Nevada Test Site, USA. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 2004. Vol. 72. P. 202—210.
32. Comeau G., Bartha R. Methylation and demethylation of mercury under controlled redox, pH and salinity conditions. *Appl. Environ. Microbiol.* 1984. Vol. 48. P. 1203—1207.
33. Conaway C.H., Squire S., Mason R.P., Flegal A.R. Mercury speciation in the San Francisco Bay estuary. *Mar. Chem.* 2003. Vol. 80. P. 199—225.
34. Cooke C.A., Curtis J.H., Kenney W.F. et al. Caribbean lead and mercury pollution archived in a crater lake. *Environ. Sci. Technol.* 2022. Vol. 56, N 3. P. 1736—1742.
35. Coquery M., Cossa D. Mercury speciation in surface waters of the North Sea. *Netherlands Journal of Sea Research*. 1995. Vol. 34, N 4. P. 245—257.
36. Coulibaly M., Bamba D., Yao N.A. et al. Some aspects of speciation and reactivity of mercury in various matrices. *C. R. Chimie*. 2016. Vol. 19. P. 832—840.
37. Craig P.J. Organomercury compounds in the environment. *Organometallic compounds in the environment*. /Ed. by P.J. Craig. Second edition. UK, John Wiley & Sons Ltd., 2003. Chapter 2. P. 57—99.
38. Ding Z.H., Wang W.H., Liu C.E. et al. Distribution and species of mercury in water and sediments from Huangpu River (in Chinese). *Environ. Sci.* 2005. Vol. 26, N 5. P. 62—66.
39. Do Nascimento L.S., Pestana I.A., Seidel M. Mercury concentrations along the Amazon estuary and plume: spatial trends and geochemical processes. *Environ. Research*. 2025. Vol. 271. Article number 121129.
40. Dong W., Liang L., Brooks S. et al. Roles of dissolved organic matter in the speciation of mercury and methylmercury in a contaminated ecosystem in Oak Ridge, Tennessee. *Environ. Chem.* 2010. Vol. 7. P. 94—102.
41. Donkor A.K., Bonzongo J.C., Nartey V.K. et al. Mercury in different environmental compartments of the Pra River Basin, Ghana. *Sci. Total Environ.* 2006. Vol. 368. P. 164—176.

42. Dove A., Hill B., Klawunn P. et al. Spatial distribution and trends of total mercury in waters of the Great Lakes and connecting channels using an improved sampling technique. *Environ. Pollut.* 2012. Vol. 161. P. 328—334.
43. Driscoll C.T., Mason R.P., Chan H.M. et al. Mercury as a global pollutant: sources, pathways, and effects. *Environ. Sci. Technol.* 2013. Vol. 47. P. 4967—4983.
44. Emmerton C.A., Cooke C.A., Wentworth G.R. et al. Total mercury and methylmercury in lake water of Canada's Oil Sands region. *Environ. Sci. Technol.* 2018. Vol. 52, N 19. P. 10946—10955.
45. Environmental chemistry. Ed. by J. O'M. Bockris. New York: Plenum Press, 1977. 795 p.
46. European Union Directive 2008/105/EC of the European Parliament and of the Council of 16 December 2008 on environmental quality standards in the field of water policy, amending and subsequently repealing Council Directives 82/176/EEC, 83/513/EEC, 84/156/EEC, 84/491/EEC, 86/280/EEC and amending Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council. OJEU 348, 84 (2008).
47. Fang T.-H., Lien C.-Y. Different mercury species partitioning and distribution in the water and sediment of a eutrophic estuary in northern Taiwan. *Water*. 2021. Vol. 13. Article number 2471. 19 p.
48. Ferrara R., Maserti B.E. Mercury concentration in the water, particulate matter, plankton and sediment of the Adriatic Sea. *Mar. Chem.* 1992. Vol. 38, N 3—4. P. 237—249.
49. Ferreira-Rodríguez N., Castro A.J., Tweedy B.N. et al. Mercury consumption and human health: linking pollution and social risk perception in the southeastern United States. *J. Environ. Manage.* 2021. Vol. 282. Article number 111528.
50. Fitzgerald W.F., Lyons W.B. Organic mercury compounds in coastal water. *Nature*. 1973. Vol. 242. P. 452—453.
51. Fitzgerald W.F., Mason R. The global mercury cycle: oceanic and anthropogenic aspects. *Global and regional mercury cycles: sources, fluxes and mass balances*. Ed. by W. Baeyens, R. Ebinghaus, O. Vasiliev. Dordrecht (the Netherlands): Kluwer Acad. Publ., 1996. 85 p.
52. Fostier A.H., Falótico M.B., Ferraz E.S.B. et al. Impact of anthropogenic activity on the Hg concentrations in the Piracicaba river basin (São Paulo State, Brazil). *Water Air Soil Pollut.* 2005. Vol. 166. P. 381—402. <https://doi.org/10.1007/s11270-005-6911-x>
53. French T. D., Houben A., Desforges J.P.W. et al. Dissolved organic carbon thresholds affect mercury bioaccumulation in Arctic lakes. *Environ. Sci. Technol.* 2014. Vol. 48. P. 3162—3168.
54. Furutani A., Rudd J.W.M. Measurement of mercury methylation in lake water and sediment samples. *Appl. Environ. Microbiol.* 1980. Vol. 40. P. 770—778.
55. Garcia-Sanchez A., Contreras F., Adams M., Santos F. Mercury contamination of surface water and fish in a gold mining region (Cuyuní river basin, Venezuela). *Int. J. Environ. Pollut.* 2008. Vol. 33. P. 260—274.
56. Gill G.A., Bruland K.W. Mercury speciation in surface freshwater systems in California and other areas. *Environ. Sci. Technol.* 1990. Vol. 24. P. 1392—1400.
57. Golow A.A., Mingle L.C. Mercury in river water and sediments in some rivers near Dunkwa-On-Offin, an alluvial goldmine, Ghana. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 2003. Vol. 70. P. 379—384. <https://doi.org/10.1007/s00128-002-0202-7>
58. Graham A.M., Aiken G.R., Gilmour C.C. Effect of dissolved organic matter source and character on microbial Hg methylation in Hg-S-DOM solutions. *Environ. Sci. Technol.* 2013. Vol. 47. P. 5746—5754.
59. Gu B., Bian Y., Miller C.L. et al. Mercury reduction and complexation by natural organic matter in anoxic environments. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 2011. Vol. 108, N 4. P. 1479—1483.
60. Håkanson L., Nilsson A., Andersson T. Mercury in fish in Swedish lakes. *Environ. Pollut.* 1988. Vol. 49, N 2. P. 145—162.

61. Harada M. Minamata disease: methylmercury poisoning in Japan caused by environmental pollution. *Critical Reviews in Toxicology*. 1995. Vol. 25, N 1. P. 1—24.
62. Hill J.R., O'Driscoll N.J., Lean D.R.S. Size distribution of methylmercury associated with particulate and dissolved organic matter in freshwaters. *Sci. Total Environ.* 2009. Vol. 408. P. 408—414.
63. Hintelmann H., Welbourn P.M., Evans R.D. Binding of methylmercury compounds by humic and fulvic acids. *Water Air Soil Pollut.* 1995. Vol. 80. P. 1031—1034.
64. Hintelmann H., Welbourn P.M., Evans R.D. Measurement of complexation of methylmercury(II) compounds by freshwater humic substances using equilibrium dialysis. *Environ. Sci. Technol.* 1997. Vol. 31, N 2. P. 489—495.
65. Hintelmann H., Wilken R.D. Levels of total mercury and methylmercury compounds in sediments of the polluted Elbe River: influence of seasonally and spatially varying environmental factors. *Sci. Total Environ.* 1995. Vol. 166, N 1—3. P. 1—10.
66. Hong Y.-S., Kim Y.-M., Lee K.-E. Methylmercury exposure and health effects. *J. Prev. Med. Public Health*. 2012. Vol. 45. P. 353—363.
67. Hurley J.P., Cowell S.E., Shafer M.M., Hughes P.E. Tributary loading of mercury to Lake Michigan: importance of seasonal events and phase partitioning. *Sci. Total Environ.* 1998. Vol. 213, N 1—3. P. 129—137.
68. Ibrahim L.I., Majeed N.M., Obaid S.M.H., Hashim R.A. Mercury pollution and its impact on aquatic organisms. *GSC Advanced Research and Reviews*. 2025. Vol. 22, N 3. P. 200—206.
69. Jabłońska J., Kluska M. Determination of mercury content in surface waters using an environmentally non-toxic terminating electrolyte. *Bull. Environ. Contamin. Toxicol.* 2020. Vol. 105. P. 626—632.
70. Jackson T.A., Parks J.W., Jones P.D. et al. Dissolved and suspended mercury species in the Wabigoon River (Ontario, Canada): seasonal and regional variations. *Hydrobiologia*. 1982. Vol. 92. P. 473—487.
71. Jeong H., Ali W., Zinck P. et al. Toxicity of methylmercury in aquatic organisms and interaction with environmental factors and coexisting pollutants: a review. *Sci. Total Environ.* 2024. Vol. 943. Article number 173574.
72. Jiang H.M., Feng X.B., Dai Q.J. et al. Preliminary study of speciation and distribution of mercury in Wujiang River (in Chinese). *Environ. Chem.* 2004. Vol. 23. P. 556—561.
73. Jiang P., Liu G., Cui W., Cai Y. Geochemical modelling of mercury speciation in surface water and implications on mercury cycling in the everglades wetland. *Sci. Total Environ.* 2018. Vol. 640—641. P. 454—465.
74. Korthals E.T., Winfrey M.R. Seasonal and spatial variations in mercury methylation and demethylation in an oligotrophic lake. *Appl. Environ. Microbiol.* 1987. Vol. 53. P. 2397—2404.
75. Kowalski A., Siepak M., Boszke L. Mercury contamination of surface and ground waters of Poznań, Poland. *Polish J. Environ. Stud.* 2007. Vol. 16, N 1. P. 67—74.
76. Krabbenhoft D.P., Sunderland E.M. Global change and mercury. *Science*. 2013. Vol. 341. P. 1457—1458.
77. Leermakers M., Baeyens W., Quevauviller Ph., Horvat M. Mercury in environmental samples: speciation, artifacts and validation. *Trends in Analytical Chemistry*. 2005. Vol. 24, N 5. P. 383—393.
78. Lindqvist O., Jernelöv A., Johansson K., Rohde H. Mercury in the Swedish environment. Global and local sources. *National Swedish Environmental Protection Board*. Report number SNV- PM-1816. 1984. 119 p.
79. Lindqvist O., Johansson K., Aastrup M. et al. Mercury in the Swedish environment — recent research on causes, consequences and corrective methods. *Water Air Soil Pollut.* 1991. Vol. 55, N 1—2. 261 p.
80. Linnik P., Osadchyi V., Osadcha N., Linnik R. Redox potential as an important characteristic of the chemical and biological state of surface waters (review). *Chemistry and Ecology*. 2023. Vol. 39, N 6. P. 640—672.

81. Lobus N.V., Komov V.T., Thanh N.T.H. Mercury concentration in ecosystem components in water bodies and streams in Khanh Hoa province (central Vietnam). *Water Resources*. 2011. Vol. 38, N 6. P. 799—805.
82. Malov V., Subetto D., Strakhovenko V. et al. Distribution of mercury in the water-suspended matter-bottom sediments system of the Lake Onego water area. *Minerals*. 2022. Vol. 12. Article number 1410. 14 p. <https://doi.org/10.3390/min12111410>
83. Mantoura R.F.C., Dixon A., Riley J.P. The speciation of trace metals with humic compounds in natural waters. *Thalassia Jugoslavica*. 1978. Vol. 14, N 1—2. P. 127—145.
84. Marsh D.O., Clarkson T.W., Cox C. et al. Fetal methylmercury poisoning. Relationship between concentration in single strands of maternal hair and child effects. *Arch. Neurol.* 1987. Vol. 44. P. 1017—1022.
85. Matilainen T., Verta M., Niemi M., Uusirauva A. Specific rates of net methylmercury production in lake sediments. *Water Air Soil Pollut.* 1991. Vol. 56. P. 595—605.
86. Meili M., Iverfeldt Å., Håkanson L. Mercury in the surface water of Swedish forest lakes — concentrations, speciation and controlling factors. *Water Air Soil Pollut.* 1991. Vol. 56. P. 439—453.
87. Mergler D., Anderson H.A., Chan L.H.M. et al. Methylmercury exposure and health effects in humans: a worldwide concern. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*. 2007. Vol. 36, N 1. P. 3—11.
88. Miller C.L., Liang L., Gu B. Competitive ligand exchange reveals time dependant changes in the reactivity of Hg—dissolved organic matter complexes. *Environ. Chem.* 2012. Vol. 9. P. 495—501.
89. Mladenova E.K., Dakova I.G., Tsalev D.L., Karadjova I.B. Mercury determination and speciation analysis in surface waters. *Cent. Eur. J. Chem.* 2012. Vol. 10, N 4. P. 1175—1182. <https://doi.org/10.2478/s11532-012-0027-0>
90. Navarro M., López H., Sánchez M., López M.C. The effect of industrial pollution on mercury levels in water, soil, and sludge in the coastal area of Motril, Southeast Spain. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 1993. Vol. 24. P. 11—15.
91. Nawab J., Ghani J., Rehman S.A.U. et al. Biomonitoring of mercury in water, sediments, and fish (brown and rainbow trout) from remote alpine lakes located in the Himalayas, Pakistan. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 2022. Vol. 29. P. 81021—81036.
92. Ndu U., Mason R.P., Zhang H. et al. Effect of inorganic and organic ligands on the bioavailability of methylmercury as determined by using a *mer-lux* bioreporter. *Appl. Environ. Microbiol.* 2012. Vol. 78, N 20. P. 7276—7282.
93. Nguyen H.L., Leermakers M., Kurunczi S. et al. Mercury distribution and speciation in Lake Balaton, Hungary. *Sci. Total Environ.* 2005. Vol. 340. P. 231—246.
94. Nguyen N.T.T. Geochemical processes of mercury transformation in the river — sea system. *IOP Conf. Series: Earth and Environmental Science*. 2019. Vol. 315. Article number 052039. P. 1—7. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/315/5/052039>
95. Nriagu J.O., Pfeiffer W.C., Malm O. et al. Mercury pollution in Brazil. *Nature*. 1992. Vol. 356. P.359.
96. Okine S.K., Fletcher L.S., Andreasen Z., Zhang H. Spectrophotometric analysis of divalent mercury (Hg(II)) using dithizone: the effect of humic acids and ligands. *Water*. 2026. Vol. 18. Article number 53. 30 p.
97. Paller M.H., Jagoe C.H., Bennett H. et al. Influence of methylmercury from tributary streams on mercury levels in Savannah River asiatic clams. *Sci. Total Environ.* 2004. Vol. 325. P. 209—219.
98. Paraquetti H.H.M., Ayres G.A., de Almeida M.D. et al. Mercury distribution, speciation and flux in the Sepetiba Bay tributaries, SE Brazil. *Water Research*. 2004. Vol. 38. P. 1439—1448.
99. Pempkowiak J., Cossa D., Sikora A., Sanjuan J. Mercury in water and sediments of the southern Baltic Sea. *Sci. Total Environ.* 1998. Vol. 213, N 1—3. P. 185—192.
100. Pfeiffer W.C., Malm O., Souza C.M. et al. Mercury in the Madeira river ecosystem, Rondonia, Brazil. *Forest Ecol. Manage.* 1991. Vol. 38. P. 239—245.

101. Popescu L.R.M., Iordache M., Ungureanu E.-M., Buica G.-O. Impact of mercury pollution on soil, surface water and sediment ecosystems in the area of an old mercury mine. *Environmental Engineering and Management Journal*. 2016. Vol. 15, N 5. P. 1087—1091. <https://doi.org/10.30638/eemj.2016.121>
102. Ravichandran M. Interactions between mercury and dissolved organic matter — a review. *Chemosphere*. 2004. Vol. 55. P. 319—331.
103. Ray S., Vashishth R., Mukherjee A.G. et al. Mercury in the environment: biogeochemical transformation, ecological impacts, human risks, and remediation strategies. *Chemosphere*. 2025. Vol. 381. Article number 144471.
104. Reddy M.M., Aiken G.R. Fulvic acid-sulfide ion competition for mercury ion binding in the Florida everglades. *Water Air Soil Pollut.* 2001. Vol. 132. P. 89—104.
105. Regnell O., Ewald G., Lord E. Factor's controlling temporal variation in methyl mercury levels in sediment and water in a seasonally stratified lake. *Limnol. Oceanogr.* 1997. Vol. 42. P. 1784—1795.
106. Regnell O., Tesson S.V.M. Total mercury and methylmercury in lake water in years before and after removal of mercury-polluted pulp fiber sediment. *Environ. Pollut.* 2024. Vol. 362. Article number 125011. 9 p.
107. Regnell O., Watras C. Microbial mercury methylation in aquatic environments: a critical review of published field and laboratory studies. *Environ. Sci. Technol.* 2019. Vol. 53. P. 4—19.
108. Richardson M., Chételat J., MacMillan G.A., Amyot M. Mercury concentrations and associations with dissolved organic matter are modified by water residence time in eastern Canadian lakes along a 30° latitudinal gradient. *Limnol. Oceanogr.* 2021. Vol. 66, N S1. P. S64—S80.
109. Riscassi A., Miller C., Brooks S. Seasonal and flow-driven dynamics of particulate and dissolved mercury and methylmercury in a stream impacted by an industrial mercury source. *Environ. Toxicol. Chem.* 2016. Vol. 35, N 6. P. 1386—1400.
110. Robertson D.E., Sklarew D.S., Olsen K.B. et al. Measurement of bioavailable mercury species in freshwater and sediments. Final report for project RP-2020-3. Electric Power Research Institute. Palo Alto, CA, 1987.
111. Rodríguez J. Mercury methylation in boreal aquatic ecosystems under oxidic conditions and climate change: a review. *Front. Mar. Sci.* 2023. Vol. 10. Article number 1198263.
112. Rudd J.W.M., Kelly C.A., Sellers P. et al. Why the English — Wabigoon river system is still polluted by mercury 57 years after its contamination. *FACETS*. 2021. Vol. 6. P. 2002—2027.
113. Rytuba J.J. Mercury from mineral deposits and potential environmental impact. *Environ. Geol.* 2003. Vol. 43. P. 326—338.
114. Selin H., Selin N.E. From Stockholm to Minamata and beyond: Governing mercury pollution for a more sustainable future. *One Earth*. 2022. Vol. 5. P. 1109—1125.
115. Semionov A. Minamata disease — review. *World Journal of Neuroscience*. 2018. Vol. 8. P. 178—184.
116. Siddiqi Z.M., Saleem M., Basheer C. Surface water quality in a water run-off canal system: a case study in Jubail industrial city, Kingdom of Saudi Arabia. *Heliyon*. 2016. Vol. 2. e00128. 19 p. <http://dx.doi.org/10.1016/j.heliyon.2016.e00128>
117. Spyropoulou A., Lazarou Ya.G., Laspidou Ch. Mercury speciation in the water distribution system of Skiathos Island, Greece. *Proceedings*. 2018, Vol. 2. Article number 668. 8 pp. <https://doi.org/10.3390/proceedings2110668>
118. Stern G.A., Macdonald R.W., Outridge P.M. et al. How does climate change influence arctic mercury? *Sci. Total Environ.* 2012. Vol. 414. P. 22—42..
119. Stumm W., Morgan J.J. An introduction emphasizing chemical equilibria in natural water. *Aquatic Chemistry*, 2nd ed. Wiley: New York, NY, USA, 1981. 780 pp.
120. Stumm W., Morgan J.J., Eds. *Aquatic Chemistry — Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters*, 3rd ed. New York: Wiley Interscience, 1996. Chapter 10.

121. Stumpner E.B., Kraus T.E.C., Fleck J.A. et al. Mercury, monomethyl mercury, and dissolved organic carbon concentrations in surface water entering and exiting constructed wetlands treated with metal-based coagulants, Twitchell Island, California. U.S. *Geological Survey Data Series*. 2015. Vol. 950. 26 p.
122. Suchanek T.H., Richerson P.J., Flanders J.R. et al. Monitoring inter-annual variability reveals sources of mercury contamination in Clear Lake, California. *Environ. Monit. Assess.* 2000. Vol. 64. P. 299—310.
123. Ullrich S.M., Tanton T.W., Abdrashitova S.A. Mercury in the aquatic environment: a review of factors affecting methylation. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*. 2001. Vol. 31, N 3. P. 241—293.
124. Wallschläger D., Desai M.V.M., Spengler M. et al. How humic substances dominate mercury geochemistry in contaminated floodplain soils and sediments. *J. Environ. Qual.* 1998. Vol. 27. P. 1044—1054.
125. Wallschläger D., Desai M.V.M., Wilken R.D. The role of humic substances in the aqueous mobilization of mercury from contaminated floodplain soils. *Water Air Soil Pollut.* 1996. Vol. 90. P. 507—520.
126. WHO, Environmental Health Criteria 101, Methylmercury. World Health Organization. Geneva, Switzerland, 1990. 144 p.
127. Wright D.R., Hamilton R.D. Release of methyl mercury from sediments: effects of mercury concentration, low temperature and nutrient addition. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 1982. Vol. 39. P. 1459—1466.
128. Wu Y.-S., Osman A.I., Hosny M. et al. The toxicity of mercury and its chemical compounds: molecular mechanisms and environmental and human health implications: a comprehensive review. *ACS Omega*. 2024. Vol. 9. P. 5100—5126.
129. Xun L., Campbell N.E.R., Rudd J.W.M. Measurement of specific rates of net methyl mercury production in the water column and surface sediments of acidified and circumneutral lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 1987. Vol. 44 P. 750—757.
130. Zheng W., Kang S.C., Feng X.B. et al. Mercury speciation and spatial distribution in surface waters of the Yarlung Zangbo River, Tibet. *Chinese Sci. Bull.* 2010. Vol. 55. P. 2697—2703. <https://doi.org/10.1007/s11434-010-4001-y>

Надійшла 25.02.2026

P.M. Linnik, Dr. Sci. (Chem.), Prof., Head of Department,  
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,  
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine  
e-mail: peter-linnik@ukr.net  
ORCID 0000-0002-2144-4052

#### MERCURY IN SURFACE WATER BODIES: CONCENTRATION AND COEXISTING FORMS IN THE AQUEOUS PHASE (A REVIEW)

The results of studies on mercury as one of the most toxic metals for aquatic life and the human body are generalized in the review paper. Data are provided on the concentration of mercury in water of various types of water bodies and the ratio of its dissolved and suspended forms. It has been shown that in unpolluted surface waters the concentration of Hg(II) does not exceed 3.0–5.0 ng/L, while in surface water bodies near industrial mining, gold mining, old mercury mines, etc. its concentration ranges from several micrograms to tens of micrograms per 1 L. The ratio of dissolved and suspended forms of mercury is considered. The concentration of dissolved mercury is usually very low (often <12 ng/L), while that adsorbed by suspended matter can be much higher. Therefore, adsorption of mercury on suspended particles should be considered as the dominant process that controls its level in the aquatic environment, in particular near industrial sources of pollution or deltaic sections of rivers. Considerable attention has been paid to the methylated form of mercury, which is characterized by the highest toxicity among its other forms. Data are presented on the share of methylmercury ( $\text{CH}_3\text{Hg}^+$ ) in the total balance of dissolved forms. It is shown

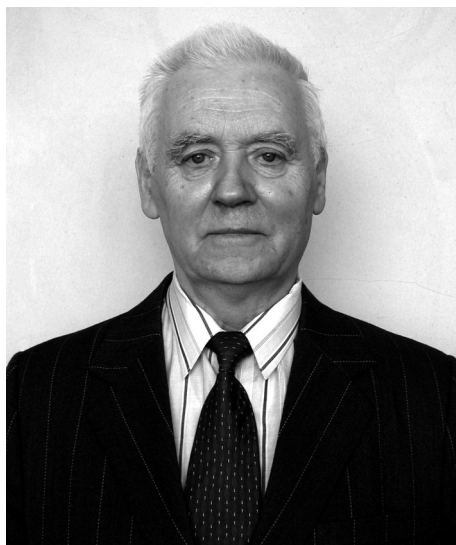
that it is usually low, which is extremely important from an ecological point of view. The influence of various factors that affect the process of mercury methylation in the natural aquatic environment (temperature, pH and Eh of water, presence of organic substances, and complexation) is discussed.

**Keywords:** *mercury, coexisting forms, dissolved, suspended and methylated mercury, surface water bodies.*

## ЮВІЛЕЇ І ДАТИ

---

### МИХАЙЛО ІЛЛІЧ КУЗЬМЕНКО (присвячено 90-річчю від дня народження)



19 листопада 2026 р. виповнюється 90 років від дня народження Михайла Ілліча Кузьменка — засновника української школи прісноводної радіоекології, доктора біологічних наук, професора, заслуженого діяча науки і техніки України, фахівця з гідробіології та радіоекології, завідувача лабораторією, а пізніше — відділу прісноводної радіоекології Інституту гідробіології НАН України.

Михайло Ілліч народився 19 листопада 1936 р. у м. Охтирка Сумської області. У 1964 р. закінчив біологічний факультет Київського державного університету ім. Т.Г. Шевченка і вступив до аспірантури Інституту гідробіології. У 1968 р. захистив кандидатську дисертацію на тему «Влияние аминокислот на продуктивность массовых видов синезеленых водорослей», у 1981 р. — докторську дисертацію «Міксотрофізм синьозелених водоростей та його екологічне значення». У 1976 р. М.І. Кузьменко ініціював створення в Інституті гідробіології лабораторії радіоекології, яка під його керівництвом у 1983 р. була трансформована у відділ прісноводної радіоекології, що дозволило сформувати новий науковий напрям у діяльності інституту — радіоекологічні дослідження прісноводних екосистем.

Упродовж першого десятиріччя існування лабораторії, а пізніше і відділу, були розроблені нові та вдосконалені існуючі методики радіо-

хімічного і гамма-спектрометричного визначення вмісту радіонуклідів антропогенного походження в абіотичних та біотичних компонентах прісноводних екосистем, закладені основи радіоекологічного моніторингу гідробіонтів різного систематичного положення.

Після аварії на Чорнобильській АЕС у 1986 р. завдяки наявності фахового відділу, кваліфікованих радіоекологів, необхідного для виконання радіоекологічних досліджень обладнання, досвіду комплексних радіоекологічних, гідрологічних, гідрохімічних та гідробіологічних досліджень, Інститут гідробіології виявився однією з небагатьох установ України, які мали можливість невідкладно приступити до вивчення наслідків катастрофи. У перші місяці після аварії під керівництвом М.І. Кузьменка вирішувалися проблеми, які були пов'язані з необхідністю оперативної оцінки радіоекологічної ситуації в акваторіях водозаборів питного водопостачання та визначення вмісту радіонуклідів у рибі як продукті харчування населення. У подальшому — виконувалися масштабні радіоекологічні дослідження Дніпровських водосховищ, Дніпровсько-Бузького лиману, річок Південний Буг, Прип'ять, Десна, Рось, малих річок Полісся, різнотипних водойм Київської, Чернігівської, Житомирської, Волинської областей, а також водойм Чорнобильської зони відчуження. Багаторічні комплексні дослідження слугували підґрунтям для розробки моделей прогнозних та ретроспективних оцінок рівня радіонуклідного забруднення компонентів прісноводних екосистем та дозових навантажень у гідробіонтів. М.І. Кузьменко вперше розробив оригінальну систему оцінки порушень у біосистемах в умовах антропогенного впливу.

Науковий доробок М.І. Кузьменка становить понад 500 публікацій у вітчизняних та зарубіжних виданнях, серед них п'ять монографій, зокрема «Радіоактивне і хімічне забруднення Дніпра та його водосховищ» (Наукова думка, 1992), «Радіонукліди у водних екосистемах України» (Чорнобильінтерінформ, 2001), «Техногенні радіонукліди у прісноводних екосистемах» (Наукова думка, 2010), він є співавтором трьох винаходів та першого профільного «Гидроэкологического русско-украинско-английского словаря-справочника» (Демиур, 1999). Серед великої кількості вузькопрофесійних праць варто згадати його книги, адресовані широкій аудиторії: «Вода міняє колір» (Наукова думка, 1977), «Екологія виставляє рахунок» (Знання, 1991), «Радіонуклідна аномалія» (Академперіодика, 2013). М.І. Кузьменко нагороджений грамотою Президії Верховної ради Української РСР (1986 р.), почесною грамотою Кабінету міністрів України (2006 р.), удостоєний звання заслуженого діяча науки і техніки України (2007 р.), має відзнаки Національної академії наук України «За професійні здобутки (2015 р.) та нагороджений почесною грамотою Верховної Ради України (2018 р.).

Під керівництвом М.І. Кузьменка було захищено дві докторські та 14 кандидатських дисертацій. Завдяки його дослідженням та роботам фахівців створеного ним відділу була заснована українська школа у галузі радіоекології прісних водойм, яка спрямована на здобуття знань щодо наслідків радіонуклідного забруднення водних екосистем, а також радіочутливості та ураження гідробіонтів внаслідок тривалого іонізуючого опромінення.

# Hydrobiological Journal

Number 5

2026

## CONTENTS

### General Hydrobiology

*T.M. Sereda, L.V. Guleikova, M.V. Prychepa, Yu.O. Kovalenko & S.O. Afanasyev.* River confluence as a dynamic ecotone: seasonal restructuring of plankton communities (Irpin — Bucha river system) . . . . . 3

*V.G. Dyadichko & Yu.V. Kyryllova.* Long-term dynamics of zooplankton in the Dniester river estuary . . . . . 27

### Ecological Physiology and Biochemistry of Aquatic Plants

*O.O. Pasichna, P.D. Klochenko, G.V. Kharchenko, V.A. Zhezherya, M.O. Platonov, L.O. Gorbatiuk & O.O. Godlevska.* Features of heavy metal accumulation by microalgae and their role in aquatic environment detoxification . . . . . 43

### Aquatic Microbiology

*O.V. Gudzenko, L.D. Varbanets & V.O. Ivanytsia.* Fibrinogenolytic activity of *Bacillus licheniformis* IMV B-8008 isolated from the Black Sea bottom sediments . . . . . 58

### Ecological Hydrology

*O.S. Danylchenko, A.O. Kornus, O.G. Kornus & O.M. Korol.* Hydroecological assessment of the Okhtyrka small river and proposals for its revitalization. . . . 71

### Hydrochemistry

*P.M. Linnik.* Mercury in surface water bodies: concentration and coexisting forms in the aqueous phase (a review) . . . . . 91

### Anniversaries & Key Dates

Mykhailo Illich Kuzmenko (dedicated to the 90<sup>th</sup> anniversary of his birth) . . . 116



Індекс 74115

**ISSN 0375-8990. Гідробіол. журн. 2026. Т. 62, № 5. 1-117**

**Гідробіологічний журнал. Т. 62, № 5, 2026**