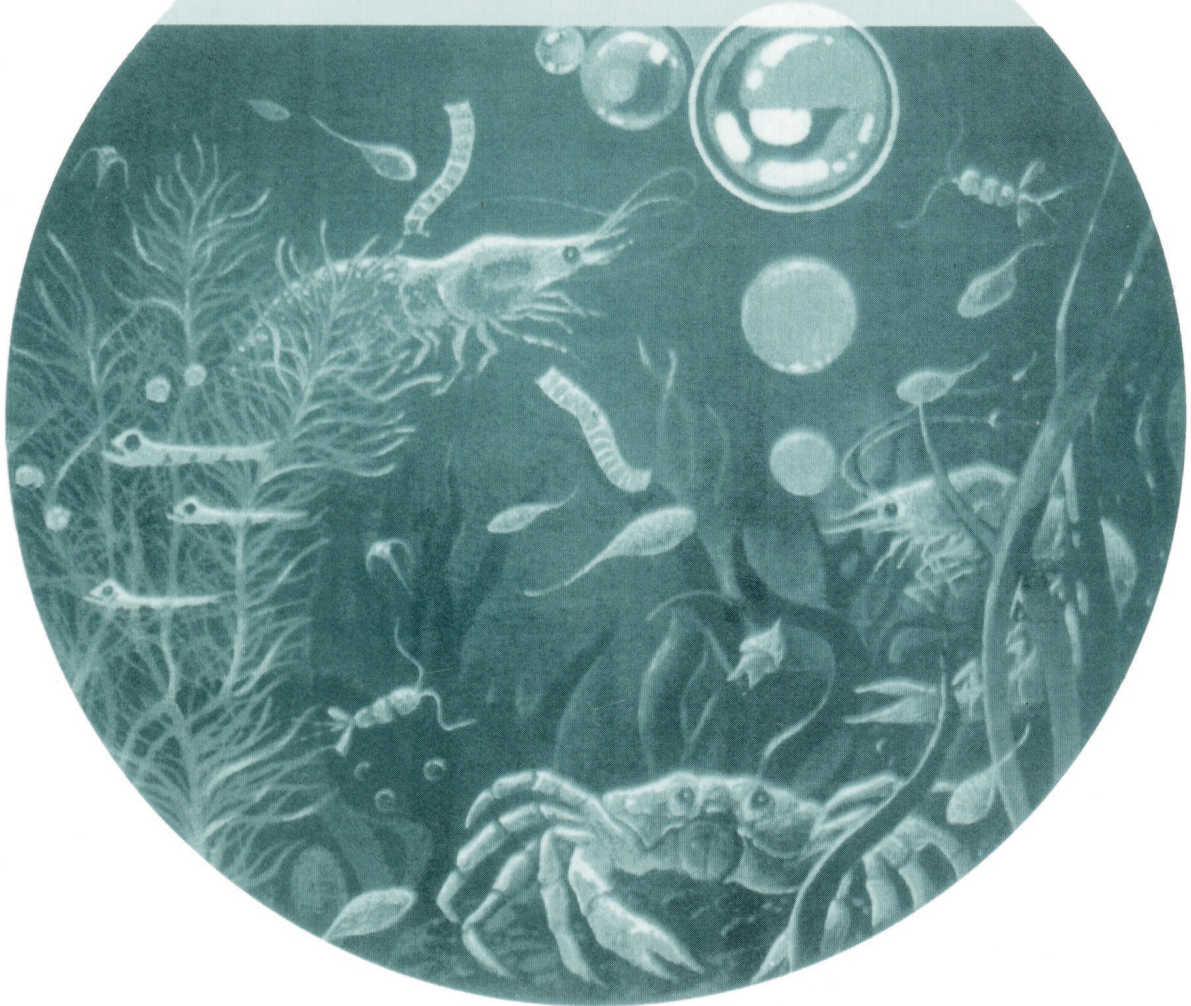


ISSN 0375-8990

ГІДРОБІОЛОГІЧНИЙ ЖУРНАЛ



2(362)

ТОМ 61 • 2025

Засновники: Національна академія наук України та Інститут гідробіології НАН України

Видавець: Інститут гідробіології НАН України

Редакційна колегія

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

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

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

Журнал включений до Переліку наукових фахових видань України з при-
своєнням категорії «А»

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

Editorial Board

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

ГІДРОБІОЛОГІЧНИЙ ЖУРНАЛ

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

2 (362)
том 61 • 2025

ЗМІСТ

Загальна гідробіологія

- Жорова А.В., Григор'єва Г.Є., Семенюк Н.Є., Давидов О.А., Козійчук Е.Ш. Просторова динаміка та взаємозв'язки контурних водоростевих угруповань верхньої частини Канівського водосховища (р. Дніпро, Україна). 3
- Губарь Л.М., Козир М.С. Флористичне багатство ботанічного заказника загальнодержавного значення «Романівське болото». 28

Рибогосподарська гідробіологія і іхтіологія

- Шарма С., Баніал Х.С. Дослідження просторових і сезонних коливань якості води та різноманіття видів риб у потоці Мен, Гімалаї, Шивалік, Індія за допомогою системи картографування ArcGIS 44

Екологічна фізіологія і біохімія водних рослин

- Медведь В.О., Харченко Г.В. Фітоепіфітон *Ceratophyllum demersum* L. та його пігментні характеристики у водоймах Національного природного парку «Голосіївський» (Україна) 68

Екологічна фізіологія і біохімія водних тварин

- Заморов В.В., Караванський Ю.В. Вплив температури води на внутрішньовидову агресивність бичка-кругляка *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814) та бичка Пінчука *Ponticola cephalargoides* (Pinchuk, 1976). 87

Гідрохімія

Линник П.М., Жежеря В.А., Линник Р.П. Гумусові речовини як важливий чинник у міграції металів у поверхневих водах України 97

Втрати науки

Пам'яті Галини Миколаївни Олійник 120

Затверджено до друку Вченою радою інституту (протокол № 2 від 13.02.2025 р.)

Адреса редакції та видавця

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

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

Підп. до друку 04.04.2025. Формат 70 × 108/16. Гарн. Minion Pro.
Ум. друк. арк. 8,75. Обл.-вид. арк. 14,4. Тираж 88 прим.

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

ЗАГАЛЬНА ГІДРОБІОЛОГІЯ

УДК 581.526.323 (282.247.32+477—25)

А.В. ЖОРОВА, аспірантка,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: annazhorova3417@gmail.com
ORCID 0000-0001-5240-4443

Г.Є. ГРИГОР'ЄВА, аспірантка,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: annanika2930@gmail.com
ORCID 0000-0002-6406-1166

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

О.А. ДАВИДОВ, к. б. н., ст. наук. співроб., ст. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: davydovoleg01@gmail.com
ORCID 0009-0004-2381-723X

Е.Ш. КОЗІЙЧУК, к. б. н., мол. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: elina.kozyichuk@gmail.com
ORCID 0009-0002-5762-938X

ПРОСТОРОВА ДИНАМІКА ТА ВЗАЄМОЗВ'ЯЗКИ КОНТУРНИХ ВОДОРОСТЕВИХ УГРУПОВАНЬ ВЕРХНЬОЇ ЧАСТИНИ КАНІВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА (Р. ДНІПРО, УКРАЇНА)^{1, 2}

*Досліджено закономірності просторової динаміки мікрофітобентосу та фіто-
епіфітону ділянок з різним ступенем сполученості в межах верхньої частини Ка-
нівського водосховища. Встановлено, що стохастичні чинники (міграції та обмін*

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

² Автори висловлюють подяку д. б. н., проф. В.І. Юришинцю та д. б. н., проф. В.І. Щербаку за наукові консультації під час написання даної роботи.

Ц и т у в а н н я: Жорова А.В., Григор'єва Г.Є., Семенюк Н.Є., Давидов О.А., Козійчук Е.Ш. Просторова динаміка та взаємозв'язки контурних водоростевих угруповань верхньої частини Канівського водосховища (р. Дніпро, Україна). *Гідробіол. журн.* 2025. Т. 61, № 2. С. 3—27.

видами) суттєво впливають на видовий склад та кількісні характеристики розвитку локальних водоростевих угруповань, які усі загалом можна розглядати як одне метаугруповання. Виявлено потенційні шляхи обміну видами в межах метаугруповання: по вертикалі, в горизонтальній площині та в тривимірному просторі. Значний рівень подібності контурних угруповань «ізолюваної» водойми й інших локалітетів у літній сезон 2023 р. був зумовлений аномально високим рівнем води навесні, який призвів до тимчасового гідрологічного зв'язку між водоймою і русловою ділянкою водосховища та, відповідно, до обміну видами між досліджуваними локальними угрупованнями. Показано, що основними типами просторової динаміки контурних водоростевих угруповань у локалітетах, які досліджувались, є сортування видів та мас-ефект, менш суттєва роль належить динаміці патчів.

Ключові слова: мікрофітобентос, фітоеніфітон, просторова динаміка, метаугруповання, мас-ефект, сортування видів, динаміка патчів.

Актуальним питанням гідробіології є вивчення просторового розподілу водоростевих угруповань — основних первинних продуцентів та важливих компонентів біорізноманіття водних екосистем. Особливий інтерес становить аналіз просторової динаміки водоростей у рівнинних річках, що являють собою систему водних об'єктів з різним ступенем сполученості та, відповідно, різними можливостями обміну речовинами та живими організмами [17]. У таких системах здатність видів до розселення і колонізації пов'язана головним чином з коливаннями рівня води, які зумовлюють з'єднання чи ізоляцію основного русла річки та заплавних водойм. У цьому контексті структура водоростевих угруповань є результатом впливу не тільки локальних чинників, але й інших процесів, які відбуваються в регіональному масштабі, а саме розселення видів [14, 17].

Сучасним теоретичним підґрунтям дослідження просторової динаміки гідробіонтів є теорія метаугруповань. *Метаугруповання* — це набір локальних угруповань, які пов'язані між собою шляхом розселення ряду потенційно взаємодіючих видів [28]. У контексті теорії метаугруповань усі процеси розглядаються в двох різних просторових масштабах: *локальному* (масштабі локалітету або патчу³) та *регіональному* (масштабі регіону⁴). Кожному з цих просторових масштабів відповідає свій рівень інтеграції угруповань: локалітету відповідає *локальне угруповання*, а регіону — *метаугруповання*.

Відповідно до теорії метаугруповань існує чотири основні парадигми (моделі) просторової динаміки [28].

Динаміка патчів. Усі патчі є ідентичними і кожен з них може містити популяції видів. Патчі можуть бути зайняті або незайняті. Локальне різноманіття видів обмежується розселенням. У просторовій динаміці домінує локальне вимирання та колонізація.

³ Ми використовуємо термін «локалітет» у значенні, в якому він трактується в роботі [28], тобто «дискретна площа місцеіснування, яка може містити локальне угруповання». У цитованій публікації терміни «локалітет» і «патч» вважаються синонімами.

⁴ Регіон — це велика площа місцеіснування, яка включає декілька локалітетів і може містити метаугруповання [28].

Сортування видів. Види займають найбільш сприятливі для них локалітети залежно від екологічної толерантності та взаємодії з іншими видами.

Мас-ефект. На динаміку локальних популяцій впливає імміграція та еміграція. У таких системах види можуть уникнути локального конкурентного вимирання в угрупованнях, де вони є «слабкими конкурентами» шляхом імміграції з угруповань, де вони є «сильними конкурентами».

Нейтральна парадигма. Згідно з цією моделлю всі види мають подібну конкурентну спроможність, здатність до розселення та пристосованість до умов існування. Взаємодія між видами відбувається у формі випадкових переміщень живих організмів між угрупованнями, які змінюють відносну частоту трапляння різних видів. Динаміка видового різноманіття визначається як імовірністю втрати видів (вимирання, еміграція), так і появи нових видів (імміграція).

Літературний пошук показав, що дослідження обміну видами між водоростевими угрупованнями у водних об'єктах з різним ступенем сполученості проводились для фітопланктону річок Дунай [11, 14, 30], Вісла [16, 18], Західний Буг [47], Десна [38], Бебжа (Польща) [20], Буре (Велика Британія) [31], водотоків Південної Америки [12, 17] тощо. Для контурних угруповань водоростей такі роботи виконувались, зокрема, на річках та водосховищах Південної Америки [8, 46], річках Франції [13, 36], Болгарії [35], США [34], річках і озерах Фінляндії [42, 45], водно-болотних угіддях Нідерландів [19] і Чехії [15] та ін.

Показано [8], що контурні угруповання водоростей є репрезентативними моделями для перевірки гіпотез, пов'язаних з різними парадигмами просторової динаміки, оскільки вони колонізують будь-який тип занурених субстратів, характеризуються різними біологічними властивостями, розмірами та міцністю прикріплення до субстрату.

Контурні водоростеві угруповання (мікрофітобентос, фітоепіфітон) річкової частини Канівського водосховища знайшли відображення в роботах [5, 7, 24, 25, 26, 32, 33, 37, 39, 40, 41, 44]. Проте у них просторова динаміка водоростей розглядається поза контекстом теорії метаугруповань. Зокрема, при аналізі чинників, які визначають структуру локальних угруповань, основну увагу приділено детерміністичним (локальним) чинникам, а саме, абіотичним (тип мілководь [44], гідродинамічний режим [41]) та біотичним (екологічна група рослин-субстратів [24]). Водночас стохастичні (регіональні) чинники, тобто процеси розселення видів та обміну видами між угрупованнями, залишаються практично не вивченими. Крім того, нечисленними є роботи, де розглядається обмін видами в тривимірному просторі, тобто між водоростевими угрупованнями різних екологічних груп [5, 6, 48].

З огляду на це, постає необхідність у поглибленому аналізі просторової динаміки контурних водоростевих угруповань Канівського водосховища в аспекті теорії метаугруповань.

Мета роботи — встановити закономірності просторової динаміки локальних контурних угруповань водоростей (мікрофітобентос, фітоепіфі-

тон) на ділянках з лентичними і лотичними умовами та різним ступенем сполученості в межах верхньої частини Канівського водосховища.

Матеріал і методика досліджень

Дослідження проводили на Канівському водосховищі в літній сезон (червень) 2023 р. та охоплювали локалітети, які характеризуються різним ступенем сполученості (рис. 1, табл. 1). Слід підкреслити, що в 2023 р. внаслідок ведення воєнних дій було порушено усталений гідрологічний режим Канівського водосховища. За даними Центральної геофізичної обсерваторії (ЦГО) [3] рівень води на гідрологічному посту Київ 17.04.2023 р. на 8 годину ранку складав 657 см, 17.05.2023 р. — 583 см. За таких високих показників рівня води усі локалітети, що досліджувались, були гідрологічно пов'язані. Так, «ізолювана» водойма у квітні-травні 2023 р. мала гідрологічне сполучення з основним руслом Канівського водосховища.

У червні, коли гідрологічний режим стабілізувався, рівень води знизився майже на 1,0—1,9 м порівняно з весняними спостереженнями. За даними ЦГО 07—08 червня 2023 р. рівень води становив вже 471—474 см [3]. У результаті «ізолювана» водойма втратила гідрологічний зв'язок з основним руслом («відшнурувалась»). Цікаво, що в літній сезон її водне дзеркало майже повністю заросло глечиками жовтими з проективним покриттям близько 100 %, та в ній спостерігався виражений кисневий дефіцит (див. табл. 1).

Проби мікрофітобентосу відбирали мікробентометром МБ-ТЄ в трьох повтореннях у затоці Собаче Гирло (ст. 3) і на русловій ділянці Канівського водосховища в районі парку «Наталка» (ст. 5) та фіксували 40 % розчином формальдегіду з розрахунку 1 : 10 [4].

Проби фітоепіфітону відбирали з домінуючих видів вищих водних рослин: *Typha angustifolia*, *Sparganium emersum*, *Nuphar lutea* в усіх локалітетах, зазначених у таблиці 1. Фрагменти вищих водних рослин (ВВР) довжиною 5—8 см зрізали під водою, поміщали в склянки об'ємом 100 см³ і заливали дистильованою водою. У лабораторії з рослин зчищали обростання й фіксували 40 % розчином формальдегіду з розрахунку 1 : 10 [1, 5].

Камеральну обробку проб водоростей проводили в камері Нажотта (об'ємом 0,02 см³) під світловими мікроскопами Carl Zeiss (Jena), МББ-1А, Axio Imager A1 з окулярами 7×, 15× об'єктивами 20×, 40×, 90× (імерсійний) [1, 4]. Для визначення діатомових водоростей виготовляли постійні препарати [2], використовуючи синтетичну діатому смола Naphrax фірми «Brunel Microscopes LTD» (Велика Британія) з індексом заломлення світла 1,74.

Таксономічну номенклатуру водоростей наведено відповідно до AlgaeBase станом на серпень 2023 р. [21].

Кількісні показники водоростей (чисельність, біомасу) розраховували загальноприйнятими методами [1, 4].

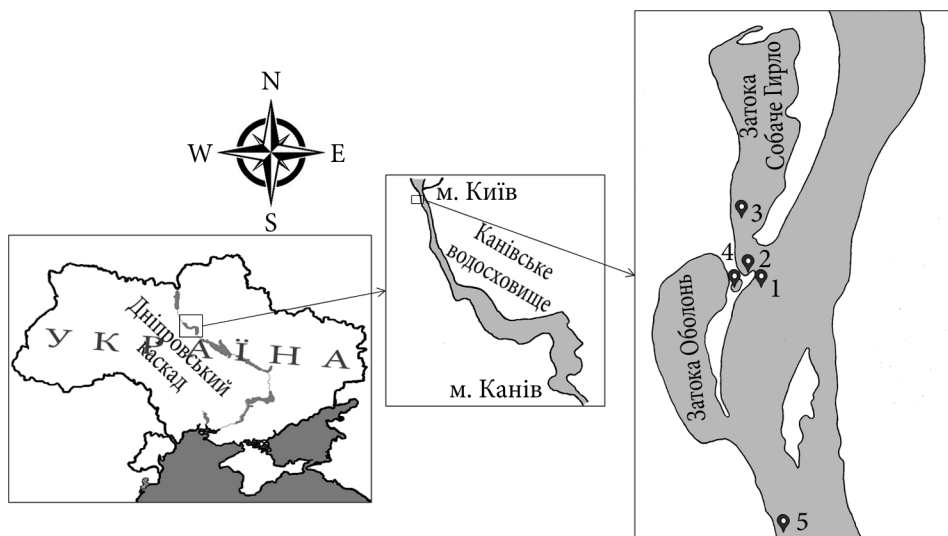


Рис. 1. Карта-схема досліджуваних лотичних і лентичних ділянок Канівського водосховища: 1—5 — станції відбору проб (локалітети)

Для кластерного аналізу локальних угруповань мікрофітобентосу та фітоепіфітону використовували індекс Серенсена (*Sor*) [23, 43] та індекс Брея-Кертиса (*BC*) [29] за біомасою (табл. 2). Дендрограми побудовано за алгоритмом «найближчого сусіда» [27].

З точки зору теорії метаугруповань, важливим є поглиблений аналіз процесів, які лежать в основі бета-різноманіття, тобто подібності / відмінності між локальними угрупованнями. Відомо [9, 10, 22], що всі можливі ситуації, за яких порівнювані угруповання не є ідентичними, є результатом поєднання двох різних процесів:

1. Обіг видів (*species turnover*) — це заміщення одних видів іншими як наслідок сортування видів чи дії якихось історичних чи просторових чинників.

2. Вкладеність видової структури (*nestedness*) — ситуація, коли локальні угруповання з меншою кількістю видів є підмножинами локалітетів з більшою кількістю видів, тобто відображається невідповідний процес втрати видів⁵ у зв'язку з будь-якими чинниками. У таких випадках широко поширені види трапляються в усіх угрупованнях, а рідкісні види — тільки в угрупованнях з більшим числом видів. Така закономірність може бути наслідком динаміки патчів, оскільки швидкість розселення може бути занадто повільною, аби компенсувати локальне вимирання видів.

Для того, щоб оцінити роль двох зазначених процесів у просторовій динаміці локальних угруповань водоростей, було використано індекси

⁵ Термін «втрата видів» використовується лише для того, аби показати, що деякі види відсутні у деяких локалітетах, незалежно від того, який механізм лежить в основі цього процесу [10].

Таблиця 1
Характеристика абіотичних та біотичних умов локалітетів верхньої частини Канівського водосховища в червні 2023 р.

Номери станцій	Локалітети	Географічні координати	Абіотичні показники				Домінуючі види вищих водних рослин
			t води, °C	O ₂ , мг/дм ³	O ₂ , %	pH	
1	Руслова ділянка Канівського водосховища нижче затоки Собаче Гирло	50,513613 п.ш., 30,52536 с.д.	21,4	6,32	72	7,63	<i>Typha angustifolia</i> — п/п 40 %, <i>Sparganium emersum</i> — п/п 20 %, <i>Nuphar lutea</i> — п/п 10 %.
2	Вхід до затоки Собаче Гирло	50,51369 п.ш., 30,524312 с.д.	20,8	5,29	60	7,30	<i>Sparganium emersum</i> — п/п 20 %, <i>Nuphar lutea</i> — п/п 5 %. Заболочена зона з дуже мулистим дном.
3	Затока Собаче Гирло, човнова станція	50,515321 п.ш., 30,523015 с.д.	21,2	7,24	82	8,07	Незначні за площею зарості <i>Sparganium emersum</i> з п/п близько 40 %.
4	«Ізольована» водойма біля затоки Собаче гирло	50,512828 п.ш., 30,523922 с.д.	21,4	2,95	34	7,08	Водне дзеркало повністю заросле <i>Nuphar lutea</i> з п/п близько 100 %. Дно мулисте.
5	Руслова ділянка Канівського водосховища в районі парку «Наталка»	50,498783 п.ш., 30,525242 с.д.	19,4	5,61	61	7,85	Незначні за площею зарості <i>Typha angustifolia</i> з п/п близько 40 %.

Примітка. П/п — проективне покриття.

відмінності бета-Серенсена (β_{Sor}), бета-Сімпсона (β_{Sim}) та індекс вкладеності (β_{nes}) [10] (див. табл. 2).

Індекси відмінності β_{Sor} та β_{Sim} фактично дзеркально відображають індекси подібності Серенсена (Sor) та Сімпсона (Sim) відповідно. Слід підкреслити, що β_{Sor} — це інтегральний показник, який включає обидва аспекти бета-різноманіття: як обіг видів, так і вкладеність видової структури. У свою чергу, β_{Sim} відображає міру обігу видів. Різниця між індексами β_{Sor} і β_{Sim} буде мірою компоненту вкладеності видової структури (β_{nes}) (див. табл. 2). Сума індексу подібності Серенсена (Sor), індексу відмінності Сімпсона (β_{Sim}) та індексу вкладеності видової структури (β_{nes}) дорівнює одиниці.

При порівнянні угруповань з однаковою кількістю видів β_{Sim} буде завжди дорівнювати індексу β_{Sor} , а індекс вкладеності видової структури (β_{nes}) завжди дорівнюватиме нулю, оскільки всі види, не однакові для двох угруповань, в такому випадку «заміщуються».

Усі вищезазначені індекси розраховуються для пари локальних угруповань. Для одночасного порівняння декількох локальних угруповань розраховували множинні індекси подібності та відмінності: SOR , β_{SOR} , β_{SIM} та β_{NES} [10] (див. табл. 2).

Частоту трапляння видів (%) оцінювали як відношення кількості локалітетів, у яких даний вид зустрічався, до загальної кількості локалітетів, що досліджувались.

У роботі застосовано підхід до аналізу метаугруповань водоростей у тривимірному просторі, детально описаний раніше [6].

Результати досліджень та їх обговорення

Загальна характеристика контурних угруповань. У період досліджень у контурних угрупованнях верхньої частини Канівського водосховища виявлено 202 види та внутрішньовидові таксони водоростей включно з номенклатурним типом виду (ввт), які відносяться до 81 роду, 51 родини, 33 порядків, 13 класів і 6 відділів (Cyanobacteria, Bacillariophyta, Cryptophyta, Miozoa, Chlorophyta, Euglenozoa).

Видове багатство локальних угруповань мікрофітобентосу нараховувало від 60 до 92 ввт, а фітоепіфітону — 40—86 ввт з провідною роллю діатомових водоростей (83—94 %) (табл. 3).

Чисельність та біомаса мікрофітобентосу становили: 3383—5928 тис. кл/10 см² та 1,93—5,76 мг/10 см². Основу кількісних показників формували Bacillariophyta: 66—95 % чисельності та 95—96 % біомаси.

Кількісний розвиток фітоепіфітону був значно нижчим, ніж донних альгоугруповань. Так, його чисельність змінювалась від 29 до 1049 тис. кл/10 см², а біомаса — від 0,059 до 0,130 мг/10 см². У переважній більшості локалітетів за чисельністю домінували Bacillariophyta (47—83 %), за винятком «ізолюваної» водойми, де 93 % чисельності визначали Cyanobacteria. Структуру біомаси формували Bacillariophyta (50—95 %).

Порівняння видового складу локальних угруповань. Попарне порівняння видового складу локальних контурних угруповань за індексом

Таблиця 2

Індекси подібності та відмінності локальних угруповань, які застосовано в роботі

Індекси	Що відображають	Формули розрахунку	Посилання
Для пари локальних угруповань (парні індекси)			
Подібність Брея-Кертіса (BC)	Подібність видового складу пари локальних угруповань з урахуванням кількісних показників	$BC_{jk} = \frac{\sum_{i=1}^s x_{ij} - x_{ik} }{\sum_{i=1}^s x_{ij} + x_{ik} }, \text{ де}$ x_{ij}, x_{ik} — чисельність (біомаса) i-го виду в угрупованнях j і k відповідно.	[29]
Подібність Серенсена (Sor)	Подібність видового складу пари локальних угруповань	$Sor = \frac{2a}{2a + b + c}$ Тут і в наступних рівняннях: a — кількість спільних видів для двох угруповань; b — кількість видів, які зустрічаються лише в першому угрупованні; c — кількість видів, які зустрічаються лише в другому угрупованні	[23]
Подібність Сімпсона (Sim)	Подібність видового складу пари локальних угруповань, незалежно від різниці у видовому багатстві	$Sim = \frac{a}{a + \min(b, c)}$	[10]
Відмінність Серенсена (β_{Sor})	Інтегральний показник відмінності, який включає обіг видів і вкладеність видової структури у парі угруповань	$\beta_{Sor} = 1 - Sor = \frac{b + c}{2a + b + c}$	[10]
Відмінність Сімпсона (β_{Sim})	Міра обігу видів (заміщення одних видів іншими) у парі угруповань	$\beta_{Sim} = 1 - Sim = \frac{\min(b, c)}{a + \min(b, c)}$	[10]

Продовження табл. 2

Індекси	Що відображають	Формули розрахунку	Посилання
Вкладеність видової структури (β_{nes})	Міра відмінності пари локальних угруповань, зумовленої ефектом вкладеності (втратою чи появою видів)	$\beta_{nes} \quad \beta_{sor} \quad \beta_{sim}$	[10]
Для декількох локальних угруповань (множинні індекси)			
Відмінність Серенсена (β_{sor})	Інтегральний показник відмінності для декількох локальних угруповань	$\beta_{sor} = \frac{\left[\sum_{i < j} \min(b_i, b_j) \right] + \left[\sum_{i < j} \max(b_i, b_j) \right]}{2 \left[\sum_i S_i - S_T \right] + \left[\sum_{i < j} \min(b_i, b_j) \right] + \left[\sum_{i < j} \max(b_i, b_j) \right]}$ Тут і в наступному рівнянні: S_i — кількість видів у локальному угрупованні i; S_T — загальна кількість видів в усіх порівнюваних угрупованнях; b_i, b_j — кількість видів, які зустрічаються лише в локальних угрупованнях i та j відповідно при попарному порівнянні	[10]
Відмінність Сімпсона (β_{sim})	Міра обігу видів у декількох локальних угрупованнях	$\beta_{sim} = \frac{\left[\sum_{i < j} \min(b_i, b_j) \right]}{\left[\sum_i S_i - S_T \right] + \left[\sum_{i < j} \min(b_i, b_j) \right]}$	[10]
Вкладеність видової структури (β_{nes})	Міра відмінності декількох локальних угруповань, зумовленої ефектом вкладеності (втратою чи появою видів)	$\beta_{nes} = \beta_{sor} - \beta_{sim}$	[10]
Подібність Серенсена (SOR)	Подібність видового складу декількох локальних угруповань	$SOR = 1 - (\beta_{sor})$	[10]

Таблиця 3

Видове багатство, чисельність і біомаса локальних контурних угруповань локалітетів верхньої частини Канівського водосховища (червень 2023 р.)

Локалітети та локальні угруповання	Видове багатство		Чисельність		Біомаса	
	кількість ввт	Сyanobacteria : Bacillariophyta : Chlorophyta, %	тис. кл/ 10 см ²	Cyanobacteria : Bacillariophyta : Chlorophyta, %	мг/ 10 см ²	Cyanobacteria : Bacillariophyta : Chlorophyta, %
Ст. 1. ФЕ	67	<1 : 94 : 3	80	<1 : 93 : 4	0,059	<1 : 90 : 3
Ст. 2. ФЕ	72	<1 : 92 : 8	94	<1 : 69 : 31	0,064	<1 : 95 : 5
Ст. 3. ФЕ	40	3 : 88 : 10	29	<1 : 88 : 12	0,083	<1 : 94 : 6
Ст. 3. МФБ	60	3 : 92 : 3	5928	4 : 95 : 1	1,931	3 : 96 : 1
Ст. 4. ФЕ	86	5 : 84 : 5	1049	94 : 3 : 2	0,130	21 : 50 : 8
Ст. 5. ФЕ	40	5 : 83 : 10	81	16 : 47 : 14	0,064	16 : 47 : 14
Ст. 5. МФБ	92	2 : 85 : 7	3383	24 : 66 : 8	5,756	<1 : 81 : 16

П р и м і т к а. Нумерація станцій відповідає табл. 1. ФЕ — фітоепіфітон, МФБ — мікрофітобентос.

подібності Серенсена (*Sor*) з побудовою відповідної дендрограми (рис. 2) показало, що високий рівень подібності ($Sor > 0,50$) спостерігався:

— між фітоепіфітоном на вході до затоки Собаче Гирло (ст. 2 ФЕ) та в «ізолюванні» водоймі (ст. 4 ФЕ);

— між мікрофітобентосом у затоці (ст. 3 МФБ) та фітоепіфітоном в «ізолюванні» водоймі (ст. 4 ФЕ);

— між фітоепіфітоном руслової ділянки нижче затоки Собаче Гирло (ст. 1 ФЕ) та фітоепіфітоном «ізолюваної» водойми (ст. 4 ФЕ);

— між фітоепіфітоном руслової ділянки нижче затоки Собаче Гирло (ст. 1 ФЕ) та мікрофітобентосом руслової ділянки в районі парку «Наталка» (ст. 5 МФБ).

Відповідно, між парами зазначених локальних угруповань зареєстровано найбільшу кількість спільних (потенційно взаємодіючих) видів: від 38 до 45.

Звертає на себе увагу те, що фітоепіфітон «ізолюваної» водойми (ст. 4, ФЕ) характеризувався значним рівнем подібності з локальними угрупованнями інших локалітетів. Таку подібність можна пояснити впливом високого рівня води навесні 2023 р., який призвів до виникнення тимчасового гідрологічного зв'язку «ізолюваної» водойми з русловою ділянкою Канівського водосховища і затокою Собаче Гирло та, відповідно, до обміну видами між локальними угрупованнями. Це може бути проявом мас-ефекту, тобто, коли на динаміку локальних угруповань впливає імміграція чи еміграція. При зниженні рівня води у літній сезон «ізолю-

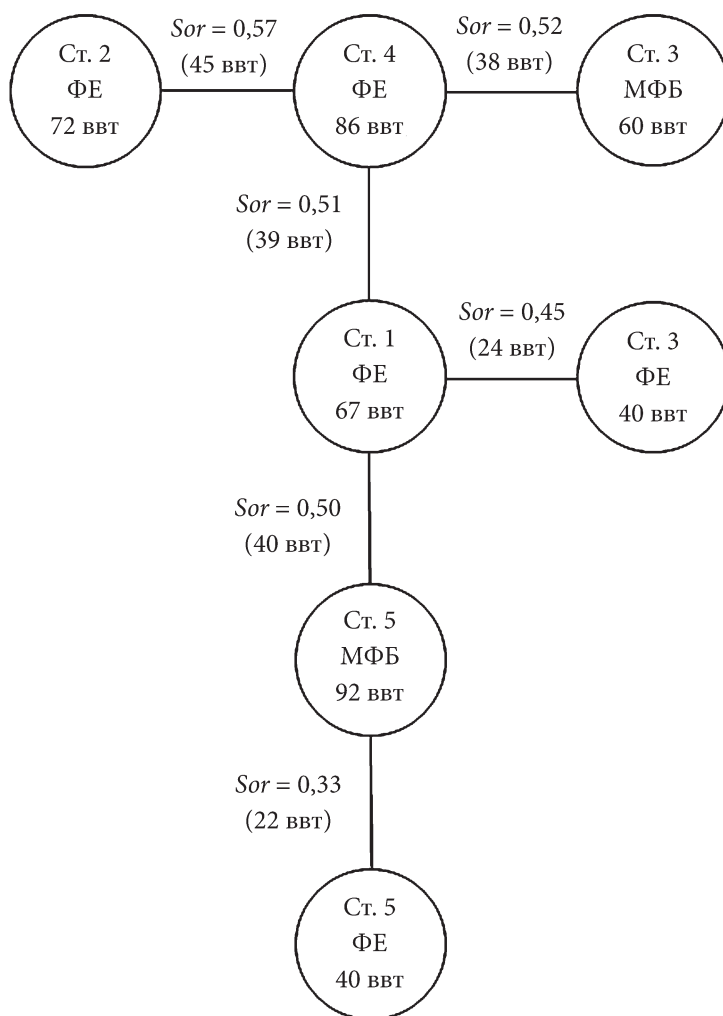


Рис. 2. Дендрограма подібності видового складу локальних контурних угруповань водоростей верхньої частини Канівського водосховища за коефіцієнтами Серенсена (Sor) (червень 2023 р.). У дужках зазначено кількість спільних (потенційно взаємодіючих) видів. ФЕ — фітоепіфітон. МФБ — мікрофітобентос

вана» водойма втратила гідрологічний зв'язок з іншими локалітетами, тому процес еміграції (виносу видів) з неї припинився, і, як наслідок, виводне різноманіття фітоепіфітону в ній було досить високим — 86 ввт.

Отримані нами результати узгоджуються з літературними даними. Наприклад, для фітопланктону р. Десни показано, що найкращі умови для обміну біофондами в річковій системі складаються в період весняної повені під час високого рівня води [38].

Необхідно також оцінити загальний рівень подібності між усіма досліджуваними локальними контурними угрупованнями водоростей, сукупність яких можна розглядати як метаугруповання. Множинний ін-

декс подібності Серенсена (SOR) складав 0,24. Тобто ступінь «перекриття» (*overlap*) серед множини локальних угруповань у межах метаугруповання за рахунок видів, які є спільними для двох і більше локальних угруповань, становить близько 24 %.

З огляду на це, постала необхідність визначити, скільки видів є потенційно взаємодіючими для більшості порівнюваних локальних угруповань, а скільки видів є «унікальними» [10] для якогось одного локального угруповання. Встановлено, що із загального списку видів (202 ввт) у локальних угрупованнях, що досліджувались, мінімальною частотою трапляння (14 %) характеризувались 101 ввт — їх було виявлено лише в якомусь одному з семи досліджуваних локальних угруповань. Розподіл таких видів по угрупованнях був наступним: Ст. 1 ФЕ — 10 ввт, Ст. 2 ФЕ — 15 ввт, Ст. 3 ФЕ — 6 ввт, Ст. 3 МФБ — 9 ввт, Ст. 4 ФЕ — 18 ввт, Ст. 5 ФЕ — 10 ввт, Ст. 5 МФБ — 33 ввт. Отже, найбільшу кількість «унікальних» видів зареєстровано для мікрофітобентосу руслової ділянки Канівського водосховища в районі парку «Наталка» (ст. 5) та фітоепіфітону «ізолюваної» водойми (ст. 4). Це вочевидь є наслідком того, що ділянка Канівського водосховища в районі парку «Наталка» знаходиться нижче за течією від інших досліджуваних локалітетів, а «ізолювана» водойма в літній сезон втратила гідрологічне сполучення з іншими локалітетами. Тобто спостерігались певні обмеження в розселенні водоростей, що є проявом динаміки патчів.

Водночас до видів, які зустрічались у більшості порівнюваних локальних угруповань та відрізнялись найвищою частотою трапляння (86—100 %), відносилось 11 ввт з відділу Bacillariophyta (табл. 4). Серед них присутні як види, типові для обростань, що міцно прикріплюються до субстрату всією поверхнею стулки (*Cocconeis euglypta*, *C. placentula*, *Planothidium lanceolatum*), так і види, більш характерні для мікрофітобентосу літоралі: стрічкоподібні та ланцюжкоподібні колоніальні форми (*Melosira varians*, *Pseudostaurosira brevistriata*, *Staurosira construens*) і рухливі форми (*Hippodonta capitata*).

Звертає на себе увагу те, що більшість видів, які характеризувались частотою трапляння 86 % (виявлені в шести локалітетах з семи), були відсутні в локальному угрупованні фітоепіфітону руслової ділянки Канівського водосховища в районі парку «Наталка». Тобто, існують певні обмеження в розселенні, які можуть бути проявом динаміки патчів, що потребує подальших поглиблених досліджень.

Порівняльний аналіз видового складу локальних угруповань з урахуванням кількісних показників. Для оцінки просторової динаміки водоростей необхідно враховувати не тільки видовий склад, але й показники кількісного розвитку локальних угруповань. З огляду на це, було проведено кластерний аналіз контурних угруповань досліджуваних локалітетів за індексом подібності Брея-Кертиса (рис. 3).

Важливим є те, що послідовність розташування локальних угруповань на дендрограмі за алгоритмом «найближчого сусіда» відповідає гід-

Таблиця 4
Види з максимальною частотою трапляння (86—100 %) у локальних контурних угрупованнях локалітетів верхньої частини Канівського водосховища (червень 2023 р.)

Види	Частота трап- ляння, %	Біомаса, мг/10 см ²							
		ст. 1. ФЕ	ст. 2. ФЕ	ст. 3. ФЕ	ст. 3. МФБ	ст. 4. ФЕ	ст. 5. ФЕ	ст. 5. МФБ	
<i>Cocconeis euglypta</i> Ehrenberg	100	<0,001	<0,001	<0,001	0,020	<0,001	0,006	<0,001	
<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg	100	0,011	0,001	<0,001	0,010	<0,001	0,008	0,010	
<i>Melosira varians</i> C.Agardh	100	0,014	0,033	0,062	0,088	<0,001	0,007	4,293	
<i>Planothidium lanceolatum</i> (Brébisson ex Kützing) Lange-Bertalot	100	<0,001	<0,001	<0,001	0,001	<0,001	<0,001	0,002	
<i>Tabularia tabulata</i> (C. Agardh) Snoeijjs	100	0,010	<0,001	<0,001	0,005	<0,001	0,002	0,063	
<i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch) Compère	86	—	0,008	0,005	0,051	0,018	0,005	0,050	
<i>Hippodonta capitata</i> (Ehrenberg) Lange-Bertalot, Metzeltin & Witkowski	86	<0,001	<0,001	0,001	0,011	<0,001	—	0,028	
<i>Nitzschia amphibia</i> Grunow	86	<0,001	<0,001	<0,001	0,001	<0,001	—	<0,001	
<i>Opephora martyi</i> var. <i>polymorpha</i> (Jouravleva) Proshkina-Lavrenko	86	<0,001	<0,001	<0,001	0,002	<0,001	—	0,003	
<i>Pseudostaurosira brevistriata</i> (Grunow) D.M. Williams & Round	86	<0,001	0,013	<0,001	0,098	<0,001	—	<0,001	
<i>Staurosira construens</i> Ehrenberg	86	0,002	<0,001	<0,001	0,187	<0,001	—	<0,001	

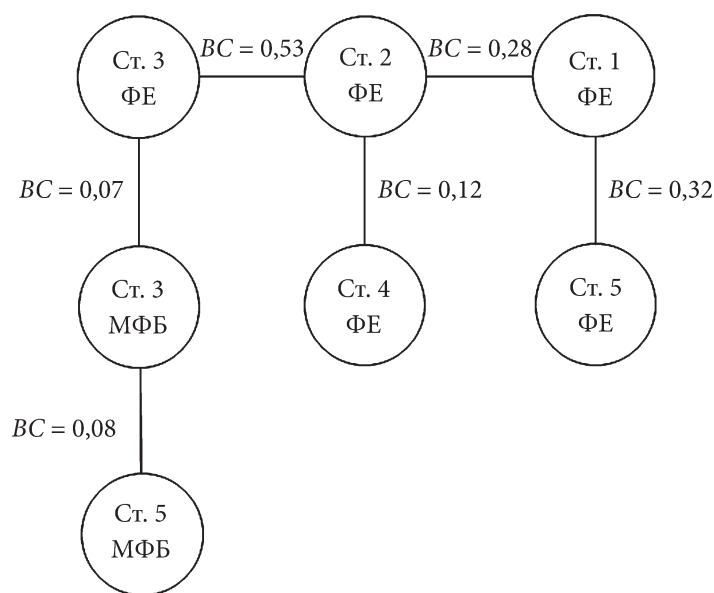


Рис. 3. Дендрограма подібності видового і кількісного складу локальних контурних водоростевих угруповань локалітетів верхньої частини Канівського водосховища за коефіцієнтом Брея-Кертиса (червень 2023 р.)

рологічному сполученню між локалітетами (див. рис. 1) та вказує на можливі шляхи обміну видами, наприклад:

- основне русло ↔ вхід до затоки ↔ затока;
- вхід до затоки ↔ «ізолювана» водойма (переважно під час високого рівня води).

Також важливо, що дендрограма, побудована на основі індексу подібності Брея-Кертиса (див. рис. 3), точніше відобразила водне сполучення між локалітетами, ніж вищенаведена аналогічна дендрограма на основі індексу подібності Серенсена (див. рис. 2). Тобто регіональні стохастичні чинники (обмін видами) впливають не тільки на видовий склад, але й на кількісні показники розвитку локальних угруповань. Для підтвердження даного припущення слід розглянути структуру домінуючого комплексу фітоепіфітону та мікрофітобентосу досліджуваних локалітетів (табл. 5).

Спільними видами-домінантами для локальних угруповань основного русла Канівського водосховища, ділянки на вході до затоки та самої затоки були, зокрема, такі види як *Melosira varians*, *Ulnaria ulna*, *Cocconeis placentula* (див. табл. 5). Наприклад, у затоці Собаче гирло біомаса *M. varians* у фітоепіфітоні становила 0,062 мг/10 см², у мікрофітобентосі — 0,088 мг/10 см². У фітоепіфітоні на вході до затоки біомаса цього виду була в чотири рази меншою — 0,033 мг/10 см², а на русловій ділянці Канівського водосховища нижче затоки ще вдвічі меншою — 0,015 мг/10 см². Напрямок розселення даного виду доказово встановити

Таблиця 5
Структура домінуючого комплексу локальних контурних угруповань досліджуваних локалітетів верхньої частини Канівського водосховища (червень 2023 р.)

Домінуючі види	ст. 1. ФЕ	ст. 2. ФЕ	ст. 3. ФЕ	ст. 3. МФБ	ст. 4. ФЕ	ст. 5. ФЕ	ст. 5. МФБ
<i>Oscillatoria limnetica</i> Lemmermann	—	—	—	—	0,024 19	—	—
<i>Amphora libyca</i> Ehrenberg	—	—	—	0,122 6	—	—	—
<i>Aulacoseira italica</i> (Ehrenberg)	—	—	—	0,063 *	—	0,003 5	0,320 6
<i>Cocconeis euglypta</i> Ehrenberg	—	—	—	0,020 *	—	0,006 9	—
<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg	0,011 19	0,001 *	—	0,010 *	—	0,008 13	*
<i>Gomphonema acuminatum</i> Ehrenberg	0,003 6	—	—	0,002 *	—	—	—
<i>Melosira varians</i> C. Agardh	0,015 25	0,033 52	0,062 73	0,088 5	—	0,007 11	4,293 73
<i>Navicula reinhardtii</i> (Grunow)	—	—	—	0,026 *	0,009 7	—	*
<i>Pinnularia viridis</i> (Nitzsch)	—	—	—	—	0,011 9	—	—
<i>Pseudostaurosira brevistriata</i> (Grunow) D.M. Williams & Round	—	0,013 20	—	0,098 5	—	—	—

Продовження табл. 5

Домінуючі види	ст. 1. ФЕ	ст. 2. ФЕ	ст. 3. ФЕ	ст. 3. МФБ	ст. 4. ФЕ	ст. 5. ФЕ	ст. 5. МФБ
<i>Staurosira binodis</i> (Ehrenberg) Lange-Bertalot	$\frac{0,001}{*}$	—	—	$\frac{0,680}{35}$	—	—	—
<i>Staurosira construens</i> Ehrenberg	$\frac{0,002}{5}$	—	—	$\frac{0,187}{10}$	—	—	—
<i>Surirella librile</i> (Ehrenberg) Ehrenberg	—	—	$\frac{0,002}{*}$	$\frac{0,173}{9}$	$\frac{0,002}{*}$	—	—
<i>Tabularia tabulata</i> (C. Agardh) Snoeijs	$\frac{0,011}{18}$	—	—	$\frac{0,005}{*}$	$\frac{0,002}{*}$	$\frac{0,063}{*}$	$\frac{0,063}{*}$
<i>Ulnaria amphirhynchus</i> (Ehrenberg) Compère & Bukhtiyarova	—	—	—	—	—	$\frac{0,005}{8}$	$\frac{0,001}{*}$
<i>Ulnaria oxurhynchus</i> (Kützinger) Aboal	—	—	—	—	—	$\frac{0,005}{8}$	—
<i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch) Compère	—	$\frac{0,008}{12}$	$\frac{0,005}{6}$	$\frac{0,051}{*}$	$\frac{0,018}{14}$	$\frac{0,005}{8}$	$\frac{0,050}{*}$
<i>Pandorina morum</i> (O.F. Müller)	—	—	—	—	$\frac{0,007}{5}$	—	—
<i>Phacus caudatus</i> Hübner	$\frac{0,004}{7}$	—	—	—	$\frac{0,010}{8}$	—	—
Загальна біомаса	0,059	0,064	0,083	1,931	0,130	0,064	5,756

Примітка. Над рискою — біомаса домінуючого виду, мг/10 см²; під рискою — частка (%) від загальної біомаси. * Вид зустрічався у даному локальному угрупованні, але не входив до складу домінуючого комплексу.

неможливо, проте з огляду на те, що найвища біомаса *M. varians* спостерігалась у затоці і знижувалась у напрямку до руслової ділянки, можна сформулювати гіпотезу про існування явища мас-ефекту цього виду від затоки до русла. Водночас в «ізольованій» водоймі *M. varians* не виявлено, що може свідчити про обмеження в розселенні, зумовлені «відшнурованням» водойми від Канівського водосховища в літній сезон (прояв динаміки патчів). Нижче за течією, на русловій ділянці в районі парку «Наталка», даний вид знову входить до складу домінуючого комплексу контурних угруповань. Варто відмітити високий показник біомаси *M. varians* у мікрофітобентосі цього локалітету — 4,293 мг/10 см², що на два—три порядки вище, ніж в інших локальних угрупованнях. Вірогідно це є одним із проявів сортування видів, коли види займають найбільш сприятливі для них локалітети. Отже, навіть на прикладі одного виду можна спостерігати різні типи просторової динаміки, проте дане питання потребує більш детальних досліджень.

Роль обігу видів та вкладеності видової структури у просторовій динаміці локальних угруповань. Поглиблений аналіз процесів, що визначають подібність / відмінність (бета-різноманіття) між локальними контурними угрупованнями, проведено на прикладі двох локалітетів: затоки Собаче гирло (Ст. 3) та руслової ділянки Канівського водосховища в районі парку «Наталка» (Ст. 5) (рис. 4). Вибір даних локалітетів для розрахунків зумовлений наступним:

- а) локалітети мають постійне гідрологічне сполучення;
- б) у цих локалітетах досліджували як фітоепіфітон, так і мікрофітобентос, що дозволяє проаналізувати динаміку локальних угруповань у тривимірному просторі згідно з раніше запропонованим підходом [6].

На рисунку 4 представлено схему потенційних взаємозв'язків між локальними угрупованнями водоростей бентосу та епіфітону з урахуванням напрямку течії. Вертикальні стрілки на схемі відображають обмін видами «по вертикалі», тобто між мікрофітобентосом та фітоепіфітоном у межах одного локалітету. Горизонтальні стрілки — це обмін видами в горизонтальній площині — між водоростевими угрупованнями одного типу в різних локалітетах. Діагональними стрілками позначено більш складні взаємозв'язки в тривимірному просторі — між угрупованнями різного типу в різних локалітетах. Для аналізу обміну видами необхідно спершу розглянути три типи взаємозв'язків, використовуючи інтегральний показник подібності (індекс Серенсена):

1. *Обмін видами по вертикалі.* Індекс Серенсена (*Sor*) між фітоепіфітоном і мікрофітобентосом затоки Собаче гирло (Ст. 3) становив 0,44 — найвищий показник серед усіх пар локальних угруповань, які включено до аналізу. Це результат того, що в літоральній зоні Собаче Гирло відбувається інтенсивний обмін видами між локальними угрупованнями водоростей на дні та на вищих водних рослинах внаслідок добових коливань рівня води, що викликані імпульсним режимом роботи Київської ГЕС. На русловій ділянці Канівського водосховища цей індекс був значно нижчим і становив 0,33. Це може бути зумовлено тим, що на русловій

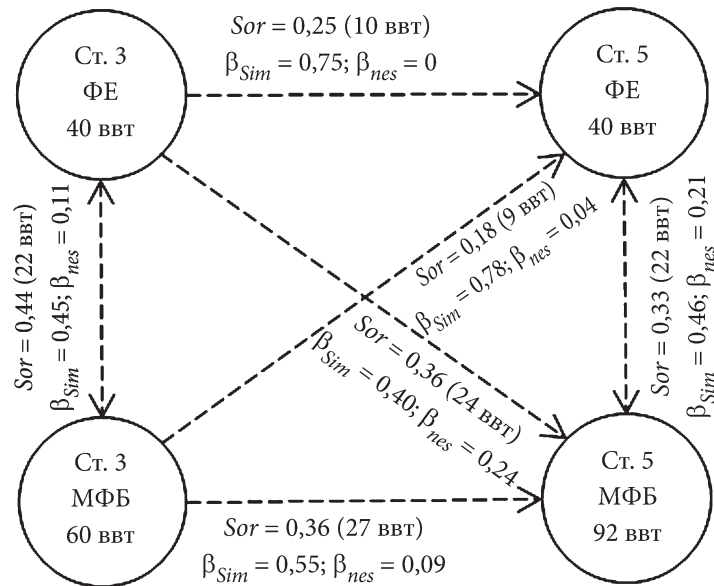


Рис. 4. Схема взаємозв'язків між локальними контурними угрупованнями водоростей (ФЕ — фітоепіфітон, МФБ — мікрофітобентос) у двох гідрологічно сполучених локалітетах верхньої частини Канівського водосховища: ст. 3 — затока Собаче Гирло, ст. 5 — руслова ділянка водосховища в районі парку «Наталка». Sor — індекс подібності Серенсена; β_{Sim} — індекс відмінності Сімпсона; β_{nes} — індекс вкладеності видової структури. У дужках після індексу Серенсена зазначена кількість спільних видів. Стрілками позначено можливі шляхи обміну видами

ділянці швидкість течії є вищою, ніж у затоці і частина видів, які вимушено емігрують з донних відкладів чи відриваються від поверхні вищих водних рослин, зносився течією.

2. **Обмін видами в горизонтальній площині.** Індекс подібності Серенсена між угрупованнями фітоепіфітону затоки Собаче Гирло та руслової ділянки становив 0,25, а між аналогічними угрупованнями мікрофітобентосу — 0,36 (див. рис. 4). Така відмінність може бути зумовлена тим, що до складу фітоепіфітону переважно входять форми, які міцно прикріплені до субстрату (види з родів *Cocconeis*, *Achnantheidium*, *Planothidium*, *Gomphonema*, *Cymbella*, *Encyonema*), на відміну від мікрофітобентосу, де велику частку складають рухливі види (з родів *Navicula*, *Nitzschia*, *Surirella*). Відповідно представники мікрофітобентосу є більш лабільними та легше відділяються від субстрату і зносяться течією в нижчезташовані локалітети.

3. **Обмін видами в тривимірному просторі.** Індекс Серенсена між фітоепіфітоном затоки Собаче гирло та мікрофітобентосом руслової ділянки становив 0,36, тоді як між мікрофітобентосом затоки Собаче Гирло та фітоепіфітоном руслової ділянки був удвічі нижчим — 0,18. Така різниця вочевидь зумовлена тим, що види, які відриваються від поверхні ви-

щикх водних рослин, можуть осідати на дно у локалітетах нижче за течією. Водночас види, які емігрують з мікрофітобентосу у водну товщу і зносяться течією, з більшою ймовірністю знову осядуть на дно, ніж затримуються на поверхні вищих водних рослин.

Наступним кроком є аналіз індексів обігу видів та вкладеності видової структури. З рисунку 4 видно, що індекси відмінності Сімпсона, що відображають міру обігу видів, змінювались від 0,40 до 0,78, а індекси вкладеності видової структури — від 0 до 0,24. Тобто у парах угруповань, що аналізувались, співвідношення процесів заміщення видів та втрати (появи) видів було дуже мінливим. Доцільно розглянути три контрастних приклади:

А. Пара локальних угруповань «Фітоепіфітон затоки Собаче Гирло (ст. 3 ФЕ) — фітоепіфітон руслової ділянки (Ст. 5 ФЕ)», або приклад просторової динаміки в горизонтальній площині. Дані локальні угруповання представлені однаковою кількістю видів (40). Індекс подібності Серенсена (Sor) дорівнює 0,25, індекс відмінності Серенсена (β_{Sor}) = 0,75. Оскільки угруповання представлені однаковою кількістю видів, то індекс відмінності Сімпсона (β_{Sim}) дорівнює індексу відмінності Серенсена, тобто 0,75. Відповідно всі види в парі порівнюваних угруповань заміщуються й індекс вкладеності видової структури (β_{nes}) дорівнює нулю. Отже, в даному випадку домінує процес обігу видів, що відповідає парадигмі сортування видів.

Б. Пара локальних угруповань «Фітоепіфітон затоки Собаче Гирло (ст. 3 ФЕ) — мікрофітобентос затоки Собаче Гирло (ст. 3 МФБ)», або приклад просторової динаміки по вертикалі. Локальні угруповання в даній парі представлені різною кількістю видів — відповідно 40 і 60. $Sor = 0,44$; $\beta_{Sor} = 0,56$. Індекс обігу видів (β_{Sim}) становить 0,45, а індекс вкладеності видової структури (різниця $\beta_{Sor} - \beta_{Sim}$) дорівнює 0,11. Якщо прийняти інтегральний індекс відмінності β_{Sor} за 100 %, можна розрахувати, що 80 % бета-різноманіття в даній парі локальних угруповань формується за рахунок обігу видів, а 20 % — за рахунок видів, які присутні у мікрофітобентосі, але відсутні у фітоепіфітоні.

В. Пара локальних угруповань «Фітоепіфітон затоки Собаче Гирло (ст. 3 ФЕ) — мікрофітобентос руслової ділянки (Ст. 5 МФБ)», або приклад динаміки в тривимірному просторі. Ці угруповання також представлені різною кількістю видів — відповідно 40 і 92. $Sor = 0,36$; $\beta_{Sor} = 0,64$. Індекс обігу видів (β_{Sim}) дорівнює 0,40, а індекс вкладеності видової структури (β_{nes}) — 0,24. Отже, у даній парі локальних угруповань 62 % бета-різноманіття визначається обігом видів, а 38 % — «появою» видів у мікрофітобентосі руслової ділянки, для якої існують інші джерела поповнення видами (наприклад, затока Оболонь або вищерозташована ділянка Канівського водосховища).

На рисунку 5 представлено графічну інтерпретацію розрахованих індексів подібності / відмінності у вигляді кругових діаграм. Оскільки $Sor + \beta_{Sor} = 1$, площу більшого кола на рисунку прийнято за одиницю. Менше коло відображає співвідношення різних компонентів бета-різноманіття

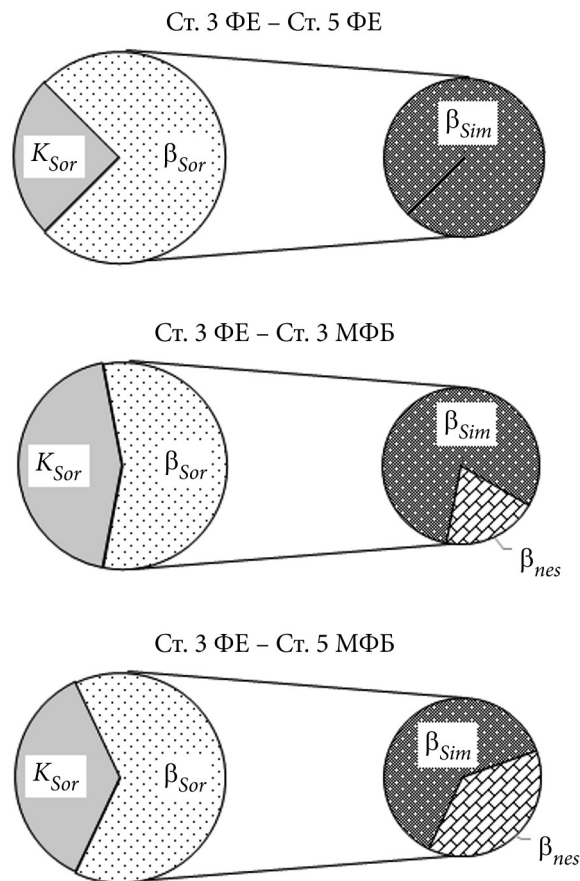


Рис. 5. Графічна інтерпретація індексів подібності / відмінності між трьома парами локальних угруповань: ФЕ — фітоепіфітон, МФБ — мікрофітобентос; ст. 3 — затока Собаче Гирло, ст. 5 — руслова ділянка водосховища в районі парку «Наталка». Sor — індекс подібності Серенсена; β_{Sim} — індекс відмінності Сімпсона; β_{nes} — індекс вкладеності видової структури

(відмінності): компоненту обігу видів (β_{sim}) та компоненту вкладеності видової структури (β_{nes}). Іншими словами, менше коло відображає, які процеси визначають відмінність між угрупованнями.

Важливо також оцінити загальну роль процесів обігу та втрати видів у досліджуваному метаугрупованні водоростей. Вище було зазначено, що множинний індекс подібності Серенсена між усіма парами проаналізованих локальних угруповань (SOR) становив 0,24. Відповідно множинний індекс відмінності Серенсена β_{SOR} становить $1 - 0,24 = 0,76$. Множинний індекс відмінності Сімпсона (β_{SIM}) = 0,68, відповідно множинний індекс вкладеності видової структури (β_{NES}) = $0,76 - 0,68 = 0,08$. Отже, у досліджуваному нами метаугрупованні водоростей ступінь «перекриття» серед множини локальних угруповань дорівнює 24 %.

Таке «перекриття» частково може бути зумовлено міграцією видів з одного угруповання в інше, що можна описати парадигмою мас-ефекту чи нейтральною парадигмою. Загальна відмінність (бета-різноманіття) між локальними угрупованнями становить 76 %. Якщо прийняти відмінність ($\beta_{SOR} = 0,76$) за 100 %, то отриманий компонент обігу видів ($\beta_{SIM} = 0,68$) становить 90 %, а компонент вкладеності видової структури ($\beta_{NES} = 0,08$) — 10 %. Тобто відмінність між угрупованнями визначається сортуванням видів та динамікою патчів, проте переважає процес сортування видів.

Висновки

Дослідження контурних водоростевих угруповань на ділянках з лентичними і лентичними умовами та різним ступенем сполученості в межах верхньої частини Канівського водосховища в літній сезон 2023 р. показали, що стохастичні чинники (міграції, обмін видами, у тому числі мас-ефект) суттєво впливають на видовий склад та кількісні характеристики розвитку локальних угруповань.

Встановлено потенційні шляхи обміну видами серед локальних угруповань:

— по вертикалі — між фітоепіфітоном та мікрофітобентосом одного локалітету;

— у горизонтальній площині — між контурними угрупованнями одного типу в системі локалітетів: основне русло ↔ вхід до затоки ↔ затока; основне русло ↔ вхід до затоки ↔ «ізольована» водойма;

— у тривимірному просторі — між фітоепіфітоном затоки та мікрофітобентосом руслової ділянки, що розташована нижче за течією.

У сукупності локальних контурних угруповань, які можна розглядати як одне метаугруповання, множинний індекс подібності Серенсена становив 0,24, множинний індекс відмінності Сімпсона — 0,68, а множинний індекс вкладеності видової структури — 0,08. Тобто бета-різноманіття в межах метаугруповання переважно визначалось обігом видів (що відповідає парадигмі сортування видів), і лише незначною мірою — втраатою видів (що описується парадигмою динаміки патчів).

Список використаної літератури

1. Давидов О.А. Епіфітні угруповання водоростей. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод. Київ : ЛОГОС, 2006. С. 33—37.
2. Топачевський О.В., Оксіюк О.П. Діатомові водорості — Bacillariophyta. Визначник прісноводних водоростей Української РСР. Київ : Наук. думка, 1960. Вип. 9. 411 с.
3. Центральна геофізична обсерваторія імені Бориса Срезневського. Інформація щодо рівня води та температури р. Дніпро (Канівське вдсх.). URL: <http://cgo-sreznevskiy.kyiv.ua/uk/diialnist/hidrolohichna?id=152> (дата звернення: 10.06.2023).
4. Щербак В.І. Фітомікробентос. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод. Київ : ЛОГОС, 2006. С. 28—32.
5. Щербак В.І., Семенюк Н.Є., Давидов О.А., Ларіонова Д.П. Сучасна характеристика фітопланктону, мікрофітобентосу та фітоепіфітону Канівського водосховища. Повідомлення 1: Таксономічне, екологічне різноманіття та просторовий розподіл. *Альгологія*. 2023. Т. 33, № 3. С. 147—184. <https://doi.org/10.15407/alg33.03.147>.
6. Юришинець В.І., Семенюк Н.Є., Щербак В.І. та ін. Деякі актуальні проблеми застосування теорії метаугруповань при комплексному вивченні фітопланктону, мікрофітобентосу, фітоперифітону континентальних водних екосистем. *Укр. журн. природн. наук*. 2024. № 9. С. 56—73.
7. Ярмошенко Л.П. Формування мікрофітобентосу верхньої частини Канівського водосховища за умов антропогенного впливу: Автореф. дис. ... канд. біол. наук. Київ, 2007. 24 с.
8. Algarte V.M., Rodrigues L., Landeiro V.L. et al. Variance partitioning of deconstructed periphyton communities: does the use of biological traits matter? *Hydrobiologia*. 2014. Vol. 722. P. 279—290. <https://doi.org/10.1007/s10750-013-1711-6>.

9. Almeida-Neto M., Guimarães P., Guimarães P.R. Jr. et al. A consistent metric for nestedness analysis in ecological systems: reconciling concept and measurement. *Oikos*. 2008. Vol. 117. P. 1227—1239. <https://doi.org/10.1111/j.2008.0030-1299.16644.x>.
10. Baselga A. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 2010. Vol. 19. P. 134—143. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2009.00490.x>.
11. Beshkova M.B., Botev I.S. Phytoplankton community structure of three temporary wetlands on Belene Island (Bulgarian sector of the Danube River). *Phytol. Balcan.* 2004. Vol. 10, N 1. P. 11—19.
12. Bortolini J.C., Silva P.R.L., Baumgartner G., Bueno N. C. Response to environmental, spatial, and temporal mechanisms of the phytoplankton metacommunity: comparing ecological approaches in subtropical reservoirs. *Hydrobiologia*. 2019. Vol. 830. P. 45—61. <https://doi.org/10.1007/s10750-018-3849-8>.
13. Bottin M., Soininen J., Alard D., Rosebery J. Diatom cooccurrence shows less segregation than predicted from niche modelling. *PLoS ONE*. 2016. Vol. 11, Iss. 4. Article No. e0154581. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0154581>.
14. Chaparro G., Horváth Z., O'Farrell I. et al. Plankton metacommunities in floodplain wetlands under contrasting hydrological conditions. *Freshwater Biology*. 2018. Vol. 63. P. 380—391. <https://doi.org/10.1111/fwb.13076>.
15. Černá K. Small-scale spatial variation of benthic algal assemblages in a peat bog. *Limnologica*. 2010. Vol. 40. P. 315—321. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2009.11.015>.
16. Dembowska E.A., Napiórkowski P. A case study of the planktonic communities in two hydrologically different oxbow lakes, Vistula River, Central Poland. *J. Limnol.* 2015. Vol. 74, N 2. P. 346—357. <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2014.1057>.
17. Devercelli M., Scarabotti P., Mayora G. et al. Unravelling the role of determinism and stochasticity in structuring the phytoplanktonic metacommunity of the Paraná River floodplain. *Hydrobiologia*. 2016. Vol. 764, N 1. P. 139—156. <https://doi.org/10.1007/s10750-015-2363-5>.
18. Gadzinowska J. Plankton communities in oxbow lakes of the River Vistula (Oświecim Basin) with bottom sediments heterogeneously contaminated with heavy metals. *Limnological Review*. 2013. Vol. 2. P. 93—104. <https://doi.org/10.2478/limre-2013-0011>.
19. Goldenberg Vilar A., Van Dam H., Van Loon E. et al. Eutrophication decreases distance decay of similarity in diatom communities. *Freshwater Biology*. 2014. Vol. 59, N 7. P. 1522—1531. <https://doi.org/10.1111/fwb.12363>.
20. Grabowska M., Glińska-Lewczuk K., Obolewski K. et al. Effects of hydrological and physicochemical factors on phytoplankton communities in floodplain lakes. *Pol. J. Environ. Stud.* 2014. Vol. 23, N 3. P. 713—725.
21. Guiry M.D., Guiry G.M. *AlgaeBase*. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway, 2023. URL: <http://www.algaebase.org> (last accessed: 01.08.2023).
22. Jamoneau A., Passy S.I., Soininen J. et al. Beta diversity of diatom species and ecological guilds: Response to environmental and spatial mechanisms along the stream watercourse. *Freshwater Biology*. 2018. Vol. 63. P. 62—73. <https://doi.org/10.1111/fwb.12980>.
23. Kiernan D. *Natural resources biometrics*. Geneseo, NY: Open SUNY Textbooks, Milne Library, State University of New York at Geneseo, 2014. 251 p.
24. 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. Studies*. 2017. Vol. 46, N 3. P. 283—293. <https://doi.org/10.1515/ohs-2017-0030>.
25. Klochenko P.D., Shevchenko T.F., Kharchenko G.V. Structural organization of phytoplankton and phytoepiphyton of the lakes of Kiev. *Hydrobiol. J.* 2013. Vol. 49, N 4. P. 47—63. <https://doi.org/10.1615/HydrobJ.v49.i4.50>.
26. Klochenko P.D., Shevchenko T.F., Tarashchuk O.S. Phytoepiphyton of the additional net of the Kanev Reservoir. *Ibid.* 2016. Vol. 52, N 3. P. 22—37. <https://doi.org/10.1615/HydrobJ.v52.i3.30>.

27. Larose D.T., Larose C.D. Hierarchical and k -mean clustering / Data mining and predictive analytics. John Wiley & Sons, Inc, 2015. P. 523—530.
28. Leibold M.A., Hoyoak M., Mouquet N. et al. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecology Letters*. 2004. Vol. 7. P. 601—613. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00608.x>.
29. Ludwig J.A., Reynolds J.F. Statistical ecology. A primer on methods and computing. New York: John Wiley and Sons, 1988. 368 p.
30. Mihaljević M., Špoljarić D., Stević F. et al. The influence of extreme floods from the River Danube in 2006 on phytoplankton communities in a floodplain lake: Shift to a clear state. *Limnologica*. 2010. Vol. 40. P. 260—268. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2009.09.001>.
31. Moss B., Booker I., Balls H., Manson K. Phytoplankton distribution in a temperate floodplain lake and river system. I. Hydrology, nutrient sources and phytoplankton biomass. *Journal of Plankton Research*. 1989. Vol. 11, N 4. P. 813—838. <https://doi.org/10.1093/plankt/11.4.813>.
32. Oksiyuk O.P., Davydov O.A., Karpezo Yu.I. Microphytobenthos as bioindicator of state of aquatic ecosystems. *Hydrobiol. J.* 2011. Vol. 47, N 1. P. 72—85. <https://doi.org/10.1615/HydrobJ.v47.i1.70>.
33. Oksiyuk O.P., Davydov O.A., Karpezo Yu.I. Sanitary and hydrobiological assessment of the state of the river section of the Kanev Reservoir in terms of the structural indices of microphytobenthos algae cenoses. *Hydrobiol. J.* 2012. Vol. 48, N 5. P. 53—68. <https://doi.org/10.1615/HydrobJ.v48.i5.50>.
34. Passy S.I. Diatom ecological guilds display distinct and predictable behavior along nutrient and disturbance gradients in running waters. *Aquatic Botany*. 2007. Vol. 86. P. 171—178. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2006.09.018>.
35. Passy S.I., Pan Y., Lowe R.L. Ecology of the major periphytic diatom communities from the Mesta River, Bulgaria. *Internat. Rev. Hydrobiol.* 1999. Vol. 84. P. 129—174. <https://doi.org/10.1002/iroh.199900017>.
36. Rimet F., Bouchez A. Life-forms, cell-sizes and ecological guilds of diatoms in European rivers. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*. 2012. Vol. 406. P. 1—14. <https://doi.org/10.1051/kmae/2012018>.
37. Semenyuk N.Ye., Shcherbak V.I. Structural and functional organization of phytoepiphyton of the Dnieper reservoirs and factors influencing its development. Report 1. Role of some hydrophysical factors. *Hydrobiol. J.* 2016. Vol. 52, N 5. P. 3—17. <https://doi.org/10.1615/HydrobJ.v52.i5.10>.
38. Sereda T.M., Gromova Yu.F. Seasonal pattern of plankton drift in the estuarine section of the Desna River in the riverbed—floodplain system: mechanisms of biofund exchange. *Ibid.* 2022. Vol. 58, N 1. P. 3—14. <https://doi.org/10.1615/HydrobJ.v58.i1.10>.
39. Shcherbak V.I., Yakushin V.M., Zadorozhnaya A.M. et al. Seasonal and interannual dynamics of phytoplankton, phytomicroepiphyton, and nutrients content in the River Section of the Kanev Reservoir. *Ibid.* 2016. Vol. 52, N 1. P. 49—61. <https://doi.org/10.1615/HydrobJ.v52.i1.50>.
40. Shevchenko T.F. Distribution of periphyton algae of the Dnieper reservoirs depending on the type of substratum. *Ibid.* 2011. Vol. 47, N 3. P. 3—13. <https://doi.org/10.1615/HydrobJ.v47.i3.10>.
41. Shevchenko T.F., Klochenko P.D., Timchenko V.M., Dubnyak S.S. Epiphyton of a cascade plain reservoir under different hydrodynamic conditions. *Ecohydrology and Hydrobiology*. 2019. Vol. 19, N 3. P. 407—416. <https://doi.org/>
42. Soininen J., Heino J. Relationships between local population persistence, local population persistence, local abundance and regional occupancy of species: distribution patterns of diatoms in boreal streams. *J. Biogeogr.* 2005. Vol. 32. P. 1971—1978. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2005.01342.x>.
43. Sørensen T. A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content and its application to analyses of the vegetation of

Danish commons. *Kongelige Danske Videnskabernes Selskab Biologiske Skrifter*. 1948. Vol. 5, N 4. P. 1—46.

44. Tarashchuk O.S. Epiphyton algae communities of the river section of the Kanev Reservoir depending on ecological factors. *Hydrobiol. J.* 2009. Vol. 46, N 5. P. 33—50. <https://doi.org/10.1615/HydrobJ.v45.i6.30>.

45. Vilmi A., Tolonen K.T., Karjalainen S.M., Heino J. Metacommunity structuring in a highly-connected aquatic system: effects of dispersal, abiotic environment and grazing pressure on microalgal guilds. *Hydrobiologia*. 2017. Vol. 790. P. 125—140. <https://doi.org/10.1007/s10750-016-3024-z>.

46. Wetzel C. E., Bicudo D. de C., Ector L. et al. Distance decay of similarity in neotropical diatom communities. *PLoS ONE*. 2012. Vol. 7, N 9. e45071. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0045071>.

47. Wojciechowska W., Pasztaleniec A., Solis M. et al. Phytoplankton of the two river lakes in relation to flooding period (River Bug, Eastern Poland). *Polish J. Ecol.* 2005. Vol. 53, N 3. P. 419—425.

48. Zadorozhna H., Semeniuk N., Shcherbak V. Interaction between phytoplankton and epiphytic algae in the Kaniv Water Reservoir (Ukraine). *Intern. Letters of Natural Sciences*. 2017. Vol. 61. P. 56—68. <https://doi.org/10.18052/www.scipress.com/ILNS.61.56>.

Надійшла 05.09.2024

A.V. Zhorova, Post-Graduate Student,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: annazhorova3417@gmail.com
ORCID 0000-0001-5240-4443

H.Ye. Hryhoriyeva, Post-Graduate Student,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: annanika2930@gmail.com
ORCID 0000-0002-6406-1166

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

O.A. Davydov, PhD (Biol.), Senior Researcher, Senior Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: davydovoleg01@gmail.com
ORCID 0009-0004-2381-723X

E.Sh. Koziychuk, PhD (Biol.), Junior Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: elina.koziychuk@gmail.com
ORCID 0009-0002-5762-938X

SPATIAL DYNAMICS AND INTERACTIONS OF CONTOUR ALGAL COMMUNITIES IN THE UPPER SECTION OF KANIV RESERVOIR (DNIPRO RIVER, UKRAINE)

The paper deals with spatial dynamics of microphytobenthos and phytoepiphyton in the localities with different degree of connectivity within the upper section of Kaniv Reservoir. The stochastic factors (migrations and exchange of species) have been proven to make a significant effect upon the species composition and abundance of local communities, which can be considered as one metacommunity. Potential paths of species exchange wit-

hin the metacommunities have been revealed: along the vertical axis, in the horizontal plane and in the three-dimensional space. A high level of similarity of contour algal communities in the «isolated» water body and other localities in summer 2023 was explained by abnormally high water level in spring, which caused a temporary hydrological connection between the water body and the main river channel, and, respectively, exchange of species among the local communities under study. The main types of spatial dynamics of contour algal communities in the localities under study are species sorting and mass effect, less significant role is played by patch dynamics.

Key words: *microphytobenthos, phytoepiphyton, spatial dynamics, metacommunities, mass effect, species sorting, patch dynamics.*

УДК 574.589:581.93(477)

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

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

ФЛОРИСТИЧНЕ БАГАТСТВО БОТАНІЧНОГО ЗАКАЗНИКА ЗАГАЛЬНОДЕРЖАВНОГО ЗНАЧЕННЯ «РОМАНІВСЬКЕ БОЛОТО»

У статті викладені результати дослідження спонтанної флори ботанічного заказника загальнодержавного значення «Романівське болото», яка нараховує 159 видів вищих судинних рослин із 109 родів, 54 родин та чотирьох відділів. Встановлено систематичні, географічні, біоморфологічні, еколого-ценотичні особливості структури флори «Романівського болота», проведено її фракційний аналіз та подано оцінку ступеня антропогенної трансформації за допомогою індексів синантропізації, кенофітизації та антропофітизації флори. За даними оригінальних досліджень було складено та представлено у статті список видів судинних рослин болота, серед яких, зокрема, відзначено інвазійні та рідкісні таксони.

Ключові слова: видове багатство, флора, структура флори, «Романівське болото».

Зростаючий антропогенний вплив на навколишнє середовище набуває глобального характеру, у зв'язку з чим загострюється проблема збереження і відновлення особливо вразливих компонентів біосфери. До таких, з-поміж інших, належать і болота, що мають важливе значення для функціонування гідросфери, атмосфери, педосфери, є осередками біорізноманіття та джерелом багатьох природних ресурсів для людини [1, 3, 5, 10, 12].

Болотні екосистеми характеризуються досить специфічними умовами існування біоти, тому вироблені у представників болотної флори і фауни у процесі адаптивної еволюції ознаки чітко визначають абіотичні характеристики екотопів. Процеси формування боліт тривають упродовж тисяч років, проте їхнє забруднення та руйнування під впливом людської

Ц и т у в а н н я: Губарь Л.М., Козир М.С. Флористичне багатство ботанічного заказника загальнодержавного значення «Романівське болото». *Гідробіол. журн.* 2025. Т. 61, № 2. С. 28—43.

діяльності в останній період відбувається досить швидко. Помітних антропогенних перетворень, що посилюються на тлі кліматичних змін, знає насамперед рослинний покрив перезвожених екосистем. Це, зокрема, засвідчили й результати комплексної двадцятирічної роботи з вивчення боліт Європи науковцями європейських країн [31].

В Україні, попри значну увагу дослідників до боліт та їх рослинного світу [4, 6, 9, 11, 21, 27—29], все ще існують унікальні болотні екосистеми, які досі залишаються недостатньо вивченими та потребують відстеження змін їх стану під впливом стрімких антропогенних змін довкілля. Одним з таких об'єктів є ботанічний заказник загальнодержавного значення «Романівське болото», що становить інтерес, наприклад, у флористичному відношенні як місцезростання значної кількості видів рослин, які можуть слугувати чутливими індикаторами стану цієї екосистеми.

Метою цієї роботи є вивчення флористичного багатства ботанічного заказника загальнодержавного значення «Романівське болото», з'ясування особливостей структури флори цього природно-заповідного об'єкта і проведення оцінки її антропогенної трансформації.

Отримані дані є необхідними для екологічного моніторингу болотних екосистем та передбачення тенденції їхнього розвитку в умовах зростаючого антропогенного впливу.

Матеріал та методика досліджень

Ботанічний заказник загальнодержавного значення «Романівське болото» створений у 1979 р. для охорони унікальної болотної екосистеми площею 30 га у західній частині м. Києва на землях Святошинського держлісгоспу (Святошинське лісництво). Дослідження рослинного покриву цього об'єкта проведено впродовж 2018—2021 рр. напівстаціонарним способом із застосуванням порівняльного морфолого-географічного методу. Нами було використано оригінальні флористичні дані, узагальнено та проаналізовано літературні відомості [2, 14, 18, 23]. Огляд літературних джерел з вивчення «Романівського болота», класифікація його рослинності та біотопів докладно висвітлені у наших попередніх публікаціях [35, 36]. Систематичну структуру флори досліджували за принципами, запропонованими О.І. Толмачовим [22]. Розподіл видів флори болота за хорологічними групами проводили на основі флористичного районування Землі А.Л. Тахтаджяна [20] та аналізу їхніх ареалів за [24, 25]. Біоморфологічну структуру флори визначали згідно з [19, 39]. Еколого-ценотичну структуру встановлено на основі методологічних підходів [8].

Для оцінки ступеня антропогенної трансформації флори болота були використані індекси [32, 34], які визначають відносну частку різних по відношенню до антропопресії груп у флорі. Так, індекс синантропізації флори (*IS*) вказує на відсоткову частку синантропних видів рослин від загальної кількості видів флори:

$$IS = \frac{Ap + An}{Sp + An} \times 100\%,$$

де Ap — апофіти, An — антропофіти (адвентивні види), Sp — спонтаннофіти (аборигенні види та апофіти разом).

Індекс антропофітизації флори (IAn) вказує на відсоткову частку адвентивних видів у всій флорі:

$$IAn = \frac{An}{Sp + An} \times 100\%.$$

Індекс кенофітизації флори ($IKen$) вказує на відсоткову частку кенофітів у флорі в цілому:

$$IKen = \frac{Ken}{Sp + An} \times 100\%,$$

де Ken — кенофіти.

В основу виділення видів адвентивних рослин покладено класифікацію згідно з [16, 41, 42]. Латинські назви видів рослин подано відповідно до [38].

Результати досліджень та їх обговорення

У результаті проведених досліджень флори «Романівського болота» нами було встановлено видовий склад, який налічує 159 видів рослин із 109 родів, 54 родин та чотирьох відділів, у т. ч. Equisetophyta (відповідно 4/1/1), Polypodiophyta (4/4/4), Pinophyta (1/1/1), Magnoliophyta (150/103/48). До показників різноманітності систематичного складу належать флористичні пропорції, що визначаються через співвідношення середньої кількості видів у роді, видів у родині та родів у родині. Для досліджуваної флори ці пропорції становлять 1:1,5:2,9, середня кількість видів у роді — 2,0.

Представляємо список спонтанної флори ботанічного заказника загальнодержавного значення «Романівське болото»:

EQUISETOPHYTA: Equisetaceae — *Equisetum arvense* L., *E. fluviatile* L., *E. palustre* L., *E. sylvaticum* L.;

POLYPODIOPHYTA: Athyriaceae — *Athyrium filis-femina* (L.) Roth; Dennstaedtiaceae — *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn; Dryopteridaceae — *Dryopteris carthusiana* (Vill.) H.P. Fuchs; Thelypteridaceae — *Thelypteris palustris* Schott Schott;

PINOPHYTA: Pinaceae — *Pinus sylvestris* L.;

MAGNOLIOPHYTA: Liliopsida: Alismataceae — *Alisma plantago-aquatica* L.; Araceae — *Calla palustris* L.; Convallariaceae — *Convallaria majalis* L.; Cyperaceae — *Carex acuta* L., *C. acutiformis* Ehrh., *C. appropinquata* Schum., *C. lasiocarpa* Ehrh., *C. pseudocyperus* L., *C. riparia* Curtis, *C. vesicaria* L., *Eleocharis palustris* (L.) Roet. et Schult., *Scirpus lacustris* L., *S. sylvaticus* L.; Irida-

ceae — *Iris pseudocyperus* Schur; Juncaceae — *Juncus effusus* L.; Lemnaceae — *Lemna minor* L., *L. trisulca* L., *Spirodela polyrhiza* (L.) Schleid.; Poaceae — *Agrostis canina* L., *A. stolonifera* L., *Arrhenatherum elatius* (L.) J. Presl et C. Presl, *Calamagrostis canescens* (Weber) Roth, *C. epigeios* (L.) Roth, *Deschampsia caespitosa* (L.) Beauv., *Elytrigia repens* (L.) Nevski, *Festuca gigantea* (L.) Vill., *F. pratensis* Huds., *Glyceria maxima* (C. Hartm.) Holmberg, *Leersia oryoides* (L.) Sw., *Molinia coerulea* (L.) Moench, *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud., *Poa palustris* L., *P. pratensis* L., *P. trivialis* L.; Sparganiaceae — *Sparganium erectum* L.; Typhaceae — *Typha angustifolia* L., *T. latifolia* L., *T. laxmanii* Lepech.;

Magnoliopsida: Aceraceae — *Acer negundo* L., *A. platanoides* L.; Apiaceae — *Aegopodium podagraria* L., *Oenanthe aquatica* (L.) Poir., *Ostericum palustre* (Besser) Besser, *Peucedanum palustre* (L.) Moench, *Siella erecta* (Huds.) M. Pimen., *Sium latifolium* L., *Torilis japonica* (Houtt.) DC.; Asteraceae — *Artemisia annua* L., *A. vulgaris* L., *Bidens cernua* L., *B. frondosa* L., *Centaurea jacea* L., *Cirsium oleraceum* (L.) Scop., *C. palustre* (L.) Scop., *C. rivulare* (Jocq.) All., *Eupatorium cannabinum* L., *Petasites hybridus* (L.) P. Gaertn., B. Mey. et Scherb., *Solidago canadensis* L., *Senecio fluviatilis* Wallr.; Balsaminaceae — *Impatiens noli-tangere* L., *I. parviflora* DC.; Betulaceae — *Alnus glutinosa* (L.) P. Gaertn., *Betula pendula* Roth, *B. pubescens* Ehrh.; Boraginaceae — *Myosotis arvensis* (L.) Hill., *M. scorpioides* L., *Symphytum officinale* L.; Brassicaceae — *Rorippa amphibia* (L.) Besser, *R. nasturtium-aquaticum* (L.) Hayek, *Nasturtium officinale* R. Br.; Campanulaceae — *Campanula latifolia* L.; Cannabaceae — *Humulus lupulus* L.; Caprifoliaceae — *Sambucus nigra* L., *Viburnum opulus* L.; Caryophyllaceae — *Myosoton aquaticum* (L.) Moench, *Stellaria palustris* Retz.; Celastraceae — *Euonymus europaea* L.; Ceratophyllaceae — *Ceratophyllum demersum* L.; Convolvulaceae — *Calystegia sepium* (L.) R. Br.; Corylaceae — *Carpinus betulus* L., *Corylus avellana* L.; Cucurbitaceae — *Echinocystis lobata* (Michx.) Torr. & A. Gray; Ericaceae — *Oxycoccus palustris* Pers., *Vaccinium myrtillus* L.; Fabaceae — *Trifolium fragiferum* L.; Fagaceae — *Quercus robur* L., *Q. rubra* L.; Geraniaceae — *Geranium palustre* L.; Grossulariaceae — *Ribes nigrum* L.; Lamiaceae — *Galeopsis bifida* Boenn., *G. speciosa* Mill., *Glechoma hederacea* L., *Lycopus europaeus* L., *Mentha aquatica* L., *Scutellaria galericulata* L., *Stachys palustris* L., *S. sylvatica* L.; Lythraceae — *Lythrum salicaria* L., *L. virgatum* L.; Melanthiaceae — *Veratrum lobelianum* Bernh.; Menyanthaceae — *Menyanthes trifoliata* L.; Oleaceae — *Fraxinus excelsior* L.; Onagraceae — *Chamerion angustifolium* (L.) Holub, *Epilobium hirsutum* L., *E. palustre* L., *E. parviflorum* (Schreb.) Schreb.; Papaveraceae — *Chelidonium majus* L.; Polygonaceae — *Persicaria hydropiper* (L.) Delarbre, *P. maculosa* S.F. Gray, *Rumex confertus* Willd., *R. hydrolapathum* Huds., *R. obtusifolius* L.; Primulaceae — *Lysimachia nummularia* L., *L. vulgaris* L., *Naumburgia thyrsiflora* (L.) Rchb.; Ranunculaceae — *Caltha palustris* L., *Ficaria verna* Huds., *Ranunculus acris* L., *R. repens* L., *Trollius europaeus* L.; Rhamnaceae — *Frangula alnus* Mill.; Rosaceae — *Cornus palustris* L., *Filipendula ulmaria* (L.) Maxim., *F. vulgaris* Moench, *Geum rivale* L., *G. urbanum* L., *Malus domestica* Borkh., *Padus avium* Mill., Po-

tentilla erecta L., *P. reptans* L., *Rubus caesius* L., *R. idaeus* L., *Sanguisorba officinalis* L., *Sorbus aucuparia* L.; Rubiaceae — *Galium aparine* L., *G. molugo* L., *G. palustre* L.; Salicaceae — *Populus alba* L., *P. tremula* L., *Salix alba* L., *S. caprea* L., *S. cinerea* L., *S. pentandra* L., *S. triandra* L.; Scrophulariaceae — *Gratiola officinalis* L., *Scrophularia umbrosa* Dumort., *Veronica anagallis-aquatica* L.; Solanaceae — *Solanum dulcamara* L.; Urticaceae — *Urtica dioica* L., *U. galeosifolia* Wierzb. ex Opiz.

Систематична структура флори визначається як характерний для кожної флори розподіл видів за систематичними категоріями вищого рангу. Головними показниками флори є співвідношення між окремими групами судинних рослин, які виражаються у відсотках загальної кількості видів, родів та родин; розподіл видів між окремими таксонами — порядками, родинами та родами; кількісний склад родин, які займають у флорі панівне положення; співвідношення між кількістю видів у різних родин [22]. Основні систематичні показники досліджуваної флори «Романівського болота» вказують на переважну більшість видів рослин, що відносяться до відділу Magnoliophyta (94,4 %); з них на Liliopsida припадає 25,3 %, на Magnoliopsida — 74,7 %, що складає пропорцію 1 : 2,9. Подібну пропорцію встановлено і для флори Середньої Європи — 1 : 2,9—3,6 [7], що цілком відповідає географічному положенню досліджуваної флори. Такі відділи, як Equisetophyta (2,5 %), Polypodiophyta (2,5 %) та Pinophyta (0,6 %), на частку котрих припадає 5,6 %, мають нижчу участь, що є характерним для флори України загалом, проте їхні представники на окремих ділянках займають значні площі.

Встановлено, що спектр провідних родин є обмеженим, що зумовлено значною кількістю родин з одним-двома видами (табл. 1).

Такий розподіл родин пов'язаний із незначною площею дослідження (30 га) та переважанням водно-болотних фітоценозів на території. Порядок розташування перших двох провідних родин (Rosaceae — 16 видів рослин, Rosaceae — 13) не відповідає розподілу провідних родин флори України [16] та вирізняється вищим положенням провідних родин досліджуваної флори [22]. Третє та четверте місця займають відповідно Asteraceae та Cyperaceae. Нижче положення родини Asteraceae обумовлене меншою пристосованістю її представників до перезволожених біотопів. Такий розподіл спричинений специфічністю досліджуваної флори: приналежність Rosaceae, Cyperaceae, Lamiaceae, Salicaceae, Polygonaceae, Ranunculaceae, Equisetaceae і Onagraceae до провідних родин є характерним для зональних флор, де збереглися значні за площею фрагменти природних угруповань. У трьох родинях зосереджена чверть усіх видів болота (25,8 %). Основні провідні родини об'єднують більше половини видів досліджуваної флори — 91 видів рослин (57,2 %) (див. табл. 1). Розподіл родин за видовим багатством характеризується переважанням тих із них, які налічують по одному виду рослин (26 родин), причому більшість із їхніх представників є регіонально рідкісними [15]. Дев'ять родин нараховують по два види рослин, а вісім — по три. На одну родину в середньому припадає 2,94 види рослин. Слід зазначити, що «Романівське болото»

Таблиця 1

Спектр провідних родин флори «Романівського болота»

Провідні родини	Позиції родин (кількість видів / %)	Лісові болота Українського Полісся (позиції родин [6])
Poaceae	1 (16/10,1)	2
Rosaceae	2 (13/8,2)	—
Asteraceae	3 (12/7,6)	3
Cyperaceae	4 (10/6,3)	1
Lamiaceae	5 (8/5,0)	8
Salicaceae	6 (7/4,4)	5
Apiaceae	6 (7/4,4)	—
Polygonaceae	7 (5/3,1)	6
Ranunculaceae	7 (5/3,1)	4
Equisetaceae	8 (4/2,5)	—
Onagraceae	8 (4/2,5)	—
Caryophyllaceae	—	7
Всього у трьох родин	41/25,8	—
Всього у провідних родин	91/57,2	48 %

знаходиться на південній межі боліт Українського Полісся (УП), тому має досить специфічні умови та, порівняно з болотами УП, помітно відрізняється за структурою флори [6]. У систематичній структурі флори болота спостерігається подібність у входженні родин Poaceae та Asteraceae до трійки провідних (див. табл. 1) – перша та третя позиції порівняно із другою та третьою позиціями відповідно у флорі лісових боліт УП. Першу позицію у флорі лісових боліт УП займає родина Cyperaceae, натомість у флорі досліджуваного болота вона посідає лише четверту позицію. Родина Lamiaceae підвищила свої позиції з восьмого місця у флорі лісових боліт УП до п'ятого у флорі «Романівського болота». Понизили свої позиції Polygonaceae — з шостої (УП) до сьомої («Романівське болото») та Ranunculaceae — з четвертої до восьмої відповідно. Слід зазначити, що, на відміну від лісових боліт УП, до складу провідних родин «Романівського болота» увійшли Rosaceae, Apiaceae, Equisetaceae та Onagraceae, а Caryophyllaceae, як одна із провідних родин флори лісових боліт УП, навпаки, відсутня у спектрі провідних родин флори заказника. Також необхідно зауважити, що провідні родини флори болота становлять основу видового складу (57,2 %), на відміну від провідних родин флори лісових боліт УП, які включають лише 48 % видів.

Більш повно структуру і специфічні риси досліджуваної флори відображає родовий спектр. Найвищим видовим різноманіттям характери-

зується такий типовий бореальний рід, як *Carex* L. (7/4,4 %), що займає перше місце в родовому спектрі майже всіх фракцій флори подібно до роду *Salix* L., який займає друге місце (5/3,1 %). Рід *Equisetum* L., що займає третє місце, представлений лише чотирма видами (2,5 %), проте зустрічається майже в усіх типах біотопів. Розподіл видів в інших родах виглядає так: шість родів (*Poa* L., *Typha* L., *Cirsium* Mill., *Epilobium* L., *Galium* L., *Rumex* L.) представлені трьома видами, 25 — двома і 74 роди — одним видом. Спектр провідних родів дуже обмежений, що зумовлено значною кількістю родів із одним—двома видами, які об'єднують 60,4 % усієї флори.

Географічна структура. У результаті дослідження географічної структури флори «Романівського болота» нами встановлено три типи регіональних ареалів, які включають 7 класів, 9 груп та 11 підгруп (табл. 2).

Голарктичний тип ареалу досліджуваної флори займає провідне положення і становить 141 вид рослин, або 88,7 % від загальної кількості видів. До складу даного типу входять чотири класи ареалів, серед яких за регіональними хорологічними групами переважає євразійський клас (73 види /46,0 %). Серед підгруп євразійського класу слід відмітити європейсько-середземноморсько-азійську підгрупу, яка є найчисельнішою (37/23,3 %) і представлена виключно видами аборигенних рослин (*Alisma plantago-aquatica*, *Carex acutiformis*, *Iris pseudocyperus*). Друге місце займає голарктичний клас (62/38,9 %), що є притаманним як для досліджуваної флори, так і для флори регіону в цілому [20]. Циркумбореальний (5/3,2 %) та європейський (1/0,6 %) класи займають значно нижче положення у спектрі, що пояснюється розташуванням болота на межі Полісся та Лісостепу та зменшенням обводнення болота. Наступну позицію посідає космополітний тип ареалів (16/10,1 %), до складу якого входять два класи — космополітний (14/8,8 %), який становить більшість, та гемікосмополітний (2/1,2 %). Даний тип ареалів представлений здебільшого видами синантропної фракції флори (*Acer negundo*, *Urtica dioica*), що пов'язано з їхньою інвазією в регіоні та здатністю до легкого пристосування у нових умовах. Перехідний тип ареалів властивий лише двом видам рослин (1,2 %) — *Lysimachia nummularia* та *Quercus rubra*, що є видами широкої екологічної амплітуди. Отже, частка видів широкої екології – перехідного та космополітного типів (сумарно 11,3%) є невисокою, що підкреслює регіональну специфічність дослідженої флори. Загалом, за своєю географічною структурою флора «Романівського болота» є подібною до флори лісової зони, що вказує на її малопорушений характер.

Біоморфологічна структура. Біоморфологічний аналіз флори, що включає встановлення спектру життєвих форм видів, їх життєвого циклу, типів кореневої системи, типів надземних та підземних пагонів, типів вегетації тощо, дозволяє встановити структуру та виявити загальні риси морфологічної й екологічної адаптації видів рослин до навколишнього середовища. Так, у спектрі біоморф досліджуваної флори переважають трав'янисті полікарпіки (116/73,0 %); представленість інших груп незнач-

Таблиця 2

Географічна структура флори за регіональними типами ареалів

Типи, класи, групи/підгрупи ареалів	Кількість видів (%)
I. ГОЛАРКТИЧНИЙ ТИП	141 (88,7)
1. Голарктичний клас/група	62 (38,9)
2. Євразійський клас	73 (46,0)
2.1 Євразійська група	65 (40,9)
2.1.1. Євразійська підгрупа	12 (7,5)
2.1.2. Європейсько-західноазійська підгрупа	1 (0,6)
2.1.3. Європейсько-середземноморська підгрупа	4 (2,5)
2.1.4. Європейсько-середземноморсько-азійська підгрупа	37 (23,3)
2.1.5. Європейсько-середземноморсько-кавказька підгрупа	9 (5,6)
2.1.6. Європейсько-середземноморсько-передньозазійська підгрупа	2 (1,2)
2.2. Палеарктична група	2 (1,2)
2.2.1. Західнопалеарктична підгрупа	1 (0,6)
2.2.2. Південнопалеарктична підгрупа	1 (0,6)
2.3. Євросибірська група	6 (3,8)
2.3.1. Євросибірська підгрупа	3 (1,9)
2.3.2. Європейсько-середземноморсько-сибірська підгрупа	3 (1,9)
3. Європейський клас	1 (0,6)
3.1. Європейська група/підгрупа	1 (0,6)
4. Циркумбореальний клас/група	5 (3,2)
II. ПЕРЕХІДНИЙ ТИП	2 (1,2)
1. Європейсько-середземноморсько-північноамериканський клас/група	2 (1,2)
III. КОСМОПОЛІТНИЙ ТИП	16 (10,1)
1. Космополітний клас/група	14 (8,9)
2. Гемікосмополітний клас/група	2 (1,2)

на — загалом 31 вид (19,5 %): трав'янисті монокарпіки — 12 видів (7,5 %), дерева — 16 (10,1 %), кущі — 11 (6,9 %), кущики — 3 (1,9 %) та напівкущики — 1 (0,6 %). В результаті аналізу біологічних типів видового складу за системою К. Раункієра [39] встановлено переважання гемікриптофітів (114/71,6 %), що свідчить про наближення флори болота до помірних голарктичних флор [20]. Другу позицію займають фанерофіти (30/18,8 %), що є непритаманним для флори болота та вказує на його активне зарос-

тання. Напівприродний характер більшості угруповань обумовлює невисоку участь терофітів (14/9,0 %), які головним чином поширені на трансформованих ділянках. Хамефіти представлені лише одним видом (0,6 %).

Однією з головних ознак біоморфологічної структури флори є періодичність вегетації видів. За даним показником у досліджуваній флорі переважають літньозелені рослини — 157 види (98,8 %). Решта групи — літньо-зимовозелені та зимовозелені — представлені по одному виду (0,6 %), що притаманно болотам.

Екологічні умови, в яких розвиваються види рослин, суттєво визначають характер їх надземних пагонів. При аналізі надземних пагонів за положенням листків розрізнялись розеткові, напіврозеткові та безрозеткові рослини. За цією ознакою у досліджуваній флорі переважають види з безрозетковими надземними пагонами — 101 вид (63,5 %), дещо менше рослин з напіврозетковими пагонами — 53 (33,3 %). Види з розетковими пагонами мало характерні для досліджуваної флори, вони складають 3,2 % від загальної кількості її видів.

Особливості кореневої системи видів рослин найбільш повно відображають характер субстрату. Це відбивається на співвідношенні кількості видів рослин з різним морфологічним типом кореневої системи. У досліджуваній флорі переважають види з мичкуватою кореневою системою (93/58,5 %). Менш представлені види зі стрижневою (43/30,8 %) та стрижне-мичкуватою (17/10,7 %) кореневими системами. Збільшення частки видів зі стрижневою кореневою системою спостерігається в антропогенно трансформованих екотопах, де типовим є ущільнення ґрунтового субстрату. Подібний розподіл характерний також для малотрансформованих напівприродних зональних флор, що поширені на кам'янистих ґрунтах [16].

За будовою підземних пагонів виділено наступні групи видів: довгокореневищні, короткореневищні, каудексові та рослини без кореневищ. Будова підземних пагонів корелює з типом кореневої системи та відображає едафічний характер екотопу. У досліджуваній флорі майже порівну переважають довгокореневищні (57/35,8 %) та короткореневищні рослини (48/30,2 %), що пов'язане зі специфікою флори болотних та лучно-болотних угруповань. Також відмічається значна участь групи каудексових видів рослин (38/23,9 %). Характерною особливістю дослідженої флори є низька частка видів, які не мають кореневищної структури (16/10,1 %).

Таким чином, наші дослідження показали, що для флори «Романівського болота» характерне домінування трав'янистих рослин (80,5 %), гемікриптофітів (71,6 %), рослин з мичкуватим типом кореневої системи (58,5 %), безрозетковими надземними пагонами (63,5 %), літньозеленим характером вегетації (98,8 %) та довгокореневищним типом підземних пагонів (35,8 %), що свідчить про незначне антропогенне навантаження та стійкість болотних угруповань.

При порівнянні біоморфологічної структури флор «Романівського болота» та лісових боліт Українського Полісся слід зазначити їхню по-

дібність за переважанням у спектрах життєвих форм трав'янистих полікарпиків та гемікриптофітів, а також довго- та короткочореновищних видів [6]. Відмінність полягає у переважанні у флорі досліджуваного об'єкта видів з мичкуватою кореневою системою. Загалом, флора «Романівського болота» за основними біоморфологічними показниками подібна до флори лісових боліт УП.

Еколого-ценотична структура. Еколого-ценотичний аналіз дозволяє встановити специфічні риси екологічної структури флори, з'ясувати особливості адаптації видів рослин у різних ценозах залежно від умов навколишнього середовища. Провідними факторами, що зумовлюють екологічну структуру флори, є гідрологічний та світловий режим [8].

Види досліджуваної флори за ступенем пристосування до водного режиму чітко розподіляються на чотири екологічні групи: ксерофілну, мезофілну, гігрофілну та гідрофілну. В екологічному спектрі флори болота мезофільна група є найбільш чисельною і становить 88 видів рослин (55,3 %). Ця група представлена мезофітами — 60 видів (37,7 %), ксеромезофітами — 12 (7,5 %) та гігромезофітами — 16 (10,1 %). Друге місце в екологічному спектрі займає гігрофільна група, яка нараховує 61 вид рослин (38,4 %); вона представлена гігрофітами — 44 (27,7 %) та мезогігрофітами — 17 (10,7 %). Найбільш характерними представниками групи є види болотних та прибережно-водних угруповань. До даної групи входять види родів *Carex* L. та *Juncus* L., а також *Equisetum fluviatile*, *Mentha aquatica*, *Typha angustifolia*, *T. laxmannii* та ін. Хоча болото є досить зволеним екотопом, проте гідрофільна група досліджуваної флори представлена лише 10 видами рослин (6,3 %). На нашу думку, це пов'язано з невеликою площею відкритих водойм та заростанням болота аборигенними видами з широкою екологічною амплітудою, зокрема місцевими бур'янами зі значною біомасою.

Отже, досліджена флора в цілому за відношенням до фактора зволення має мезофільно-гігромезофільні риси, а різноманітність екологічних груп рослин зумовлена збереженням у межах досліджуваного об'єкта фрагментів природних та значних за площею напівприродних типів біотопів.

У спектрі геліоморф досліджуваної флори, виділених за ступенем пристосування до світлового режиму, переважають геліофіти — 75 видів рослин (47,2 %), що спричинено значними площами відкритих ділянок. Наступну позицію займають сціогеліофіти — 57 (35,8 %), значно нижчі позиції у геліосціофітів — 21 (13,2 %), а сціофіти представлені лише шістьма видами рослин (3,8 %).

Важливою характеристикою флори є її еколого-ценотична структура, що відбивається у кількісних співвідношеннях видів залежно від їх ролі в угрупованнях та виявляється у широті їх топологічної активності. Ця характеристика є відносною, оскільки кожен вид репрезентує лише одну (найтиповішу для виду в даному регіоні) еколого-ценотичну групу, хоча, маючи широку екологічну амплітуду, зустрічається і в інших. У ценотичному спектрі флори «Романівського болота» переважають види лісових

угруповань (46 видів, або 28,9 % від загальної кількості), що зумовлено впливом прилеглих лісових ділянок. Другу позицію займають лучні види (32/20,1 %), що зумовлено високою участю мезофітів. Майже однакову позицію займають види болотних (28/17,6 %) та прибережно-водних (27/17,0 %) угруповань — типові для досліджуваної флори. Дані еколого-ценотичні групи (лучна, болотна, лісова та прибережно-водна) об'єднують у собі більшість видів рослин і становлять 83,6 % від загальної кількості видів флори. Види прибережних (13/8,2 %), водних (4/2,5 %) та синантропних (9/5,7 %) угруповань поширені значно менше. На нашу думку, зниження частки болотних та водних видів зумовлено змінами умов гідрологічного режиму екотопів болота у напрямку до більш посушливих.

Фракційний аналіз. Ботанічний заказник загальнодержавного значення «Романівське болото» знаходиться в межах м. Києва та на близькій відстані від урбанізованих районів (м. Ірпінь, район Романівка), які характеризуються швидким приростом населення та відповідно потребують нових територій для рекреації. Як відомо, урбанізація є одним з основних факторів, що призводять до трансформації природних і напівприродних угруповань, появи нових антропогенних екотопів та синантропізації флори. Тому при дослідженні будь-якої флори важливим є проведення фракційного аналізу, вивчення синантропної та адвентивної фракцій.

Загалом для флори болота відмічено 38 синантропних видів рослин з 33 родів, 22 родин та двох відділів, що становить 23,9 % від усього списку. Синантропна складова флори представлена фракціями апофітів (місцевих бур'янів) та адвентивних (чужорідних) рослин.

Апофітна фракція флори болота налічує 28 видів з 25 родів та 16 родин. За відношенням до антропопресії переважають евентапофіти (12/42,8 %) — *Aegopodium podagraria*, *Torilis japonica*, *Sambucus nigra* тощо та евапофіти (11/39,3 %) — *Galeopsis bifida*, *Chelidonium majus*, *Persicaria hydropiper* тощо, найменше видів налічують геміапофіти (5/17,9 %) — *Rumex confertus*, *Geum urbanum*, *Equisetum fluviatile* та інші.

Адвентивна фракція досліджуваної флори налічує 10 видів рослин з 10 родів та 8 родин — 6,3 % від загальної кількості видів, що майже вдвічі менше за аналогічний показник для флори України (14,0 %) [17]. Нами для флори «Романівського болота» виділено шість чужорідних видів, які досягли стадії експансії: *Acer negundo*, *Impatiens parviflora*, *Bidens frondosa*, *Echinocystis lobata*, *Quercus rubra* та *Solidago canadensis*. Також слід зазначити, що поширення інвазійних чужорідних видів рослин по території болота має значний вплив на склад рослинних угруповань. Найбільшу загрозу на сьогодні становлять *Bidens frondosa* та *Solidago canadensis*, які безпосередньо поширені по всій території. Особливу увагу слід приділити *Solidago canadensis* з огляду на його адаптивні властивості [37].

Крім цього, для «Романівського болота» загрозу експансії становлять такі чужорідні види, як *Heracleum sosnowskyi* Manden., який був виявле-

ний у верхів'ї та вздовж середньої течії річки Любки та *Impatiens glandulifera* Royle, поширений на прилеглих до болота ділянках [13, 30, 33].

В адвентивній фракції досліджуваного болота переважають кенофіти — 9 видів рослин, археофіти становлять один вид. Кенофіти представлені переважно інвазійними видами рослин: *Acer negundo*, *Bidens frondosa*, *Typha laxmannii*, *Solidago canadensis*, *Impatiens parviflora*, *Echinocystis lobata* та *Quercus rubra* (лише два з них неінвазійні в регіоні — *Leersia oryzoides*, *Artemisia annua*). Дані види характеризуються екологічною пластичністю і є інвазійними не лише для болотних угруповань.

Залежно від адаптивних можливостей виду, зміни навколишнього середовища під дією антропогенного пресу, а також екологічних умов кожен чужорідний вид рослин досягає певного ступеня натуралізації в окремій місцевості. Під натуралізацією розуміють здатність виду нормально розвиватись у нових для нього умовах, давати життєздатне потомство та більш чи менш активно поширюватись на новій для нього території у звичайних для виду або нових місцезростаннях і рослинних угрупованнях. Аналіз натуралізації чужорідних видів проводять через складання спектру груп за ступенем натуралізації на дослідженій території. Для флори «Романівського болота» чужорідні види рослин за ступенем натуралізації розподіляються на чотири групи: агріофіти, агріоепекофіти, епекофіти та ергазіофіти. Серед них найширше представлені епекофіти та агріофіти (по чотири види). Епекофіти мають велике ценотичне значення, тому що домінують у рослинному покриві трансформованих екотопів та вільно розповсюджуються в будь-яких умовах. Агріофіти у своїй більшості приурочені до прибережно-водних екотопів, тому територія болота є сприятливою для їх поширення. Агріоепекофіти та ергазіофіти нараховують всього по одному виду. Загалом, саме антропогенне порушення ґрунтово-рослинного покриву спричиняє активне розповсюдження чужорідних видів рослин та їхнє вторгнення у природні фітоценози.

Результати аналізу первинних ареалів чужорідних рослин досліджуваного болота свідчать про переважання видів північноамериканського (6 видів, 60 %) походження. Середземноморсько-ірано-туранське походження мають два види, а центральноазійське та східноазійське — по одному.

Для оцінки ступеня антропогенної трансформації флори болота були використані індекси синантропізації, антропофітизації та кенофітизації флори, які визначають відсоткову участь різних по відношенню до антропопресії груп у флорі або її фракціях. В результаті проведеного аналізу було встановлено, що ступінь антропогенної трансформації флори «Романівського болота» є загалом не високим, про що свідчать значення використаних індексів: $IS = 23,9$; $IAn = 6,3$; $IKen = 5,7$. Якщо порівнювати отримані значення з подібними для урбанізованих територій, то останні будуть суттєво вищими (IS — від 38,8 до 66,5; IAn — від 21,0 до 39,9; $IKen$ — від 12,5 до 27,9 [7]) через ширшу представленість у флорі синантропної та адвентивної фракцій. Крім того, трансформація флори «Романівського

болота» відбувається в основному за рахунок розповсюдження апофітів, що підтверджується і відносно вищим значенням індексу синантропізації.

Раритетна компонента. Слід зауважити, що найбільшою цінністю будь-якого заповідного об'єкта є склад рідкісних видів біоти. За літературними даними, для флори «Романівського болота» було наведено такі види з Червоної книги України (2009) [26]: *Betula humilis* Schrank, *Pedicularis sceptrum-carolinum* L., *Salix myrtilloides* L. (судинні рослини) та *Helodidum blandowii* (F.Weber et D.Mohr) Warnst. (мохоподібні) [2, 14, 18, 23]. На сьогодні нами не встановлена наявність цих видів. Виявлено лише регіонально рідкісні види: *Veratrum lobelianum* (для Київської обл.), *Calla palustris* (для м. Києва та Київської обл.) та *Convallaria majalis*, *Menyanthes trifoliata* (для м. Києва) [15]. Під час дослідження зареєстровано вид з Резолюції 6 Бернської конвенції (*Ostericum palustre*) [40]. Також по межі болота, з лісової його частини, нами були відмічені поодинокі особини виду *Lilium martagon* L., що занесений до Червоної книги України [26].

Висновки

Отже, в результаті проведених досліджень встановлено, що флористичне багатство ботанічного заказника загальнодержавного значення «Романівське болото» представляють 159 видів вищих судинних рослин із 109 родів, 54 родин та чотирьох відділів. Відзначено специфічність флори «Романівського болота» за деякими систематичними показниками (складом і розподілом провідних родин) у порівнянні із флорою лісових боліт Українського Полісся, що, ймовірно, пов'язане із розташуванням цього об'єкта на південній межі згаданого регіону.

За своєю географічною структурою досліджувана флора є подібною до зональної, що вказує на її малопорушений характер. Про це, зокрема, свідчить, і значне переважання у флорі «Романівського болота» видів рослин із голарктичним типом ареалу (88,7%) та невисока участь видів із широкими ареалами.

Результати біоморфологічного аналізу флори «Романівського болота» засвідчили переважання у ній трав'янистих рослин (80,5 %), гемікриптофітів (71,6 %), рослин з мичкуватим типом кореневої системи (58,5 %), безрозетковими надземними пагонами (63,5 %), літньозеленим характером вегетації (98,8 %) та довгокореневищним типом підземних пагонів (35,8 %), що вказує в цілому на незначне антропогенне навантаження та стійкість болотних угруповань.

Загалом, флора «Романівського болота» подібна до флори лісових боліт Українського Полісся за основними біоморфологічними показниками (за життєвими формами, біологічними типами та типами підземних пагонів). Специфічне ж домінування видів із мичкуватою кореневою системою вказує на відсутність помітної антропогенної трансформації екотопів та, зокрема, механічного ущільнення субстрату.

У спектрі екоморф досліджуваної флори за відношенням до режиму зволоження субстрату встановлено переважання мезофітів (37,7 %), а за

пристосуванням до світлового режиму — геліофітів (47,2 %), причому, якщо в останньому випадку розподіл видів є типовим для болотних місцезростань через значну кількість відкритих ділянок, то в першому — спостерігається тенденція до ксерофітизації, пов'язана, вочевидь, із глобальними кліматичними змінами. Останнє також підтверджується результатами ценотичного аналізу флори «Романівського болота», де провідні позиції займають види лісових (28,9 %) та лучних (20,1 %) угруповань, а участь елементів прибережних та водних фітоценозів є незначною (8,2 % та 2,5 % відповідно).

У флорі досліджуваного об'єкта відмічено 38 синантропних видів (20,7 % від усього списку), включаючи 28 апофітів та 10 чужорідних видів (зокрема, шість інвазійних — *Acer negundo*, *Bidens frondosa*, *Solidago canadensis*, *Impatiens parviflora*, *Echinocystis lobata*, *Quercus rubra*). Фракційний аналіз показав, що ступінь антропогенної трансформації флори «Романівського болота» є незначним, про що свідчать отримані значення індексів синантропізації (23,9), апофітизації (6,3) та кенофітизації (5,7), а найбільшу роль у цьому процесі відіграють апофіти.

Созологічна цінність «Романівського болота» обумовлена наявністю у його флорі чотирьох регіонально рідкісних видів — *Veratrum lobelianum*, *Calla palustris*, *Convallaria majalis*, *Menyanthes trifoliata*; одного виду з Резолюції 6 Бернської конвенції (*Ostera palustre*). Місцезростання ж чотирьох видів судинних рослин із Червоної книги України, відомих за літературними даними, не підтверджено та потребує подальших досліджень на прилеглих територіях.

В цілому, на сучасному етапі екосистема «Романівського болота» за сукупністю проаналізованих флористичних показників характеризується досить непогано збереженим природним станом, однак її близьке розташування до урбанізованих територій загрожує посиленням антропопресії. У зв'язку з цим можна рекомендувати постійні біомоніторингові дослідження екологічного стану «Романівського болота» та проведення заходів попередження його негативних змін.

Список використаної літератури

1. Андрієнко Т.Л. Антропогенні зміни рослинного покриву боліт Передкарпаття. *Укр. ботан. журн.* 1979. Т. 36, № 5. С. 104—106.
2. Андрієнко Т.Л., Харкевич С.С. Флора, рослинність і стратиграфія Романівського болота в околицях м. Київ. *Укр. ботан. журн.* 1973. 30, № 6. С. 779—781.
3. Бачуріна Г.Ф. Торфові болота Українського Полісся. Київ: Наук. думка, 1964. 207 с.
4. Брадис Е.М., Балашов Л.С. Болота Западной Подолии. *Природа болот и методы их исследования*. Ленинград: Наука, 1967. С. 43—46.
5. Брадис Е.М., Бачуріна Г.Ф. Болота УРСР. *Рослинність УРСР*. Київ, 1969. 242 с.
6. Григора І.М., Воробйов Є.О., Соломаха В.А. Лісові болота Українського Полісся (походження, динаміка, класифікація). Київ: Фітосоціоцентр, 2005. 415 с.
7. Губарь Л.М. Урбанofлори східної частини Малого Полісся: автореф. дис. ... канд. біол. наук. Київ: 2006. 20 с.
8. Дідух Я.П., Плюта П.Г. Фітоіндикація екологічних факторів. Київ: Наук. думка, 1994. 280 с.

9. Иванов Є.А., Блажко Н.Б., Пилипович О.В. Болота Малого Полісся та їхнє гео-екологічне значення. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*. 2022. № 3. С. 15—23. DOI: <https://doi.org/10.17721/2306-5680.2022.3.2>
10. Івченко А. Болотні масиви України. *Світосгляд*. 2009. № 4. С. 42—47.
11. Ільїна О.В., Кукурудза С.І. Болотні геокомплекси Волині: монографія. Львів: Вид. центр ЛНУ ім. Івана Франка, 2009. 242 с.
12. Кац Н.Я. Болота Земного шара. Москва: Наука, 1971. 295 с.
13. Конякін С.М., Губарь Л.М. Нові відомості про знахідки *Heracleum sosnowskyi* та *H. mantegazzianum* (Apiaceae) в Україні. *Знахідки чужорідних видів рослин та тварин в Україні / Серія: «Conservation Biology in Ukraine»*. Вип. 29. Чернівці: Друк Арт, 2023. С. 165—177.
14. Онищенко В.А., Прядко О.І. Рослинність Святошинсько-Біличанської частини НПП «Голосіївський»: Сучасні фітосозологічні дослідження в Україні. 36. статей з нагоди вшанування пам'яті видатного фітосоціолога, д. б. н., проф. Т.Л. Андрієнко-Малюк (1938—2016). Київ: Талком, 2017. С. 55—62.
15. Офіційні переліки регіонально рідкісних рослин адміністративних територій України (довідкове видання) / Укладачі: д. б. н., проф. Т.Л. Андрієнко, к. б. н. М.М. Перегрим. Київ: Альтерпрес, 2012. 148 с. 16.
16. Протопопова В.В. Синантропная флора Украины и пути ее развития. Київ: Наук. думка, 1991. 204 с.
17. Протопопова В.В., Мосякін С.Л., Шевера М.В. Фітоінвазії в Україні як загроза біорізноманіттю: сучасний стан і завдання на майбутнє. Київ: Інститут ботаніки ім. М.Г. Холодного НАН України, 2002. 28 с.
18. Прядко О.І., Арап Р.Я., Дацюк В.В. Лісоболотний комплекс в долині р. Любка — заповідне ядро НПП «Голосіївський»: Сучасні фітосозологічні дослідження в Україні. 36. статей з нагоди вшанування пам'яті видатного фітосоціолога, д. б. н., проф. Т.Л. Андрієнко-Малюк (1938—2016). Київ: Талком, 2017. С. 84—87.
19. Серебряков И.Г. Экологическая морфология растений. Москва: Высш. школа, 1962. 378 с.
20. Тахтаджян А.Л. Флористические области Земли. Ленинград: Наука, 1978. 248 с.
21. Ткаченко В.С. Інтразональна рослинність на степових схилах Північно-західного Причорномор'я. *Укр. ботан. журн.* 1982. Т. 39, № 6. С. 42—46.
22. Толмачев А.В. Введение в географию растений. Ленинград: Изд-во Ленингр. ун-та, 1974. 244 с.
23. Фіторізноманіття Українського Полісся та його охорона / за ред. Т.Л. Андрієнко. Київ: Фітосоціоцентр, 2006. 316 с.
24. Флора европейской части СССР. Ленинград: Наука, 1974—1989. Т. 1—8.
25. Флора УРСР. Київ: Вид-во АН УРСР, 1936—1965. Т. 1—12.
26. Червона книга України. Рослинний світ / за ред. Я.П. Дідуха. Київ: Глобал-консалтинг, 2009. 900 с.
27. Чорней І.І., Буджак В.В., Андрієнко Т.Л. Болота Буковинських Карпат. *Укр. ботан. журн.* 2008. Т. 65, № 2. С. 180—188.
28. Шеляг-Сосонко Ю.Р. Рослинність боліт долини Верхнього Дністра. *Там само*. 1963. Т. 20, № 1. С. 93—101.
29. Шеляг-Сосонко Ю.Р. Рослинність боліт Верхньо-Дністровських Бескид. *Там само*. 1965. Т. 22, № 6. С. 104—105.
30. Gubar L., Koniakin S. Populations of *Heracleum sosnowskyi* and *H. mantegazzianum* (Apiaceae) in Kyiv (Ukraine). *Folia Oecologica*, 2021. Vol. 48 (2). P. 215—228. doi: 10.2478/foecol-2021-0022
31. Mires and peatlands of Europe. Status, distribution and conservation / Ed. by H. Joosten, F. Tanneberger & A. Moen. 2017. 780 p.
32. Jackowiak B. Antropogeniczne przemiany flory roślin naczyniowych Poznania. Poznan: Wydawnictwo Naukowe Uniwersytetu Adama Mickiewicza. Ser. Biologia, 1990. N 42. 232 s.

33. Koniakin S.M., Gubar L.M., Budzhak V.V. *Impatiens glandulifera* (Balsamina-ceae) in Ukraine: its current distribution, ecological and coenotic features. *Environmental and Socio-Economic Studies*. 2022. Vol. 10, N 4. P. 46—58.
34. Kornaś J. A geographical-historical classification of synanthropic plants. *Mater. Zakl. Fitosoc. Stos. UW*. 1968. N 25. S. 33—41.
35. Kozyr M.S., Goncharenko I.V., Gubar L.M., Tertyshny A.P. Vegetation of the «Romanivka Mire» Botanical Nature Sanctuary of the National Importance (Kyiv, Ukraine). *Hydrobiol. J.* 2023. Vol. 59, N 5. P. 15—40.
36. Kozyr M.S., Gubar L.M. Biotopes of the «Romanivka Mire» Botanical Nature Sanctuary of the National Importance. *Ibid.* 2023. Vol. 59, N 3. P. 28—38.
37. Likhanov A., Oliinyk M., Pashkevych N., Churilov A., Kozyr M. The Role of Flavonoids in Invasion Strategy of *Solidago canadensis* L. *Plants*. 2021. Vol. 10 (8). P. 1748.
38. Mosyakin S.L., Fedoronchuk M.M. Vascular plants of Ukraine. A nomenclatural checklist. Kiev : M.G. Kholodny Institute of Botany, 1999. 346 p.
39. Raunkier C. Types biologiques pour la géographie botanique. Kongelige Danske Videnskaberne Selskabs Forhandling. 1905. 5. P. 347—438.
40. Resolution N 6 (1998) listing the species requiring specific habitat conservation measures. URL: <https://rm.coe.int/1680746afc> (Last accessed: 22.10.2024).
41. Thellung A. Pflanzwanderungen unter dem Einfluss des Menschen. *Beibl. Englers Bot. Jahrb.* 1915. Vol. 53 (3/5). S. 37—66.
42. Thellung A. Zur Terminologia der Adventive — und Ruderalflora. *Allg. Bot. Z. Syst.* 1918—1919. Vol. 24 (9/12). S. 36—42.

Надійшла 6.05.2024

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

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

FLORISTIC RICHNESS OF THE «ROMANIVKA MIRE» BOTANICAL NATURE SANCTUARY OF THE NATIONAL IMPORTANCE

The floristic richness of the «Romanivka Mire» botanical nature sanctuary of the national importance was studied (159 species of higher vascular plants from 109 genera, 54 families and four divisions). The specificity of the flora of the reserve was revealed by some systematic, geographical, biomorphological, ecological and cenotic indicators, and by means of indices of synanthropization, anthropophytization, and kenophytization, a low degree of its anthropogenic transformation was estimated. The presence of six expansive alien species and four rare taxa in the studied flora is emphasized. It was noted that at the current stage, the ecosystem of the «Romanivka Mire» by the totality of analyzed floristic indicators is characterized by a fairly well-preserved natural state and needs further biomonitoring studies.

Key words: species richness, flora, structure of flora, «Romanivka Mire».

РИБОГОСПОДАРСЬКА ГІДРОБІОЛОГІЯ ТА ІХТІОЛОГІЯ

УДК 556.531: 597.2/.5 (540) (084.3)

С. ШАРМА, д. б. н.,
Відділ Біологічних наук, Університет Хімачал Прадеш,
Шімла-171005, Індія

Х.С. БАНІАЛ, д. б. н.,
Відділ Біологічних наук, Університет Хімачал Прадеш,
Шімла-171005, Індія
e-mail: dr.harinderbanyal@gmail.com

ДОСЛІДЖЕННЯ ПРОСТОРОВИХ І СЕЗОННИХ КОЛИВАНЬ ЯКОСТІ ВОДИ ТА РІЗНОМАНІТТЯ ВИДІВ РИБ У ПОТОЦІ МЕН, ГІМАЛАЇ, ШИВАЛІК, ІНДІЯ ЗА ДОПОМОГОЮ СИСТЕМИ КАРТОГРАФУВАННЯ ARCGIS¹

У дослідженні оцінювали якість води потоку Мен, важливої притоки річки Біс у Гімалаях (Шивалік, Хімачал Прадеш, Індія) шляхом аналізу змінних навколишнього середовища, індексу якості води і розподілу видів риб за допомогою Географічної інформаційної системи (GIS). Проби води відбирали на двох станціях (вище та нижче за течією) протягом року та аналізували її різні фізико-хімічні параметри. У дослідженні використовували індекс якості води Канадської ради міністрів навколишнього середовища (CCME-WQI), що відображає статус якості води від «задовільного» до «граничного». Для оцінки кореляції між фізико-хімічними параметрами води використовували коефіцієнт кореляції Пірсона. Загалом було знайдено 23 види риб, які належать до 6 рядів і 9 родин, з домінуванням представників ряду *Synbranchistomonas*. В угрупованнях риб спостерігали сезонні зміни. Індекс домінування був найвищим під час мусону, а індекси Сімпсона та Шеннона — найнижчими під час мусону та майже однаковими до і після мусону з незначними коливаннями. Проведена комплексна оцінка важлива для регулювання рибальства і загалом для сталого розвитку в регіоні.

Ключові слова: іхтіофауна, різноманіття, якість води, індекс якості води Канадської ради міністрів навколишнього середовища (CCME-WQI), Географічна інформаційна система (GIS), Шивалік, Гімалаї.

¹ The authors acknowledge Chairperson, Department of Biosciences, Himachal Pradesh University, Shimla for providing necessary facilities during the present work. The first author is thankful to CSIR-HRDG for funding the present work. The authors are highly thankful to the Director-cum-Chief Warden, Fisheries Department, H.P., for giving permission to conduct the survey.

Ц и т у в а н н я: Шарма С., Баніал Х.С. Дослідження просторових і сезонних коливань якості води та різноманіття видів риб у потоці Мен, Гімалаї, Шивалік, Індія за допомогою системи картографування ArcGIS. *Гідробіол. журн.* 2025. Т. 61, № 2. С. 44—67.

Introduction

Water is among the most integral and crucial substances present on the Earth as each and every organism depend on water for their existence [69]. Freshwater aquatic resources are available in the form of rivers, streams, lakes, glaciers, ponds, etc. and cover about 0.5 % of Earth's surface [68]. Additionally, rivers constitute 0.01 % of the total water on the Earth but have enormous ecological significance [78]. These water resources are vital for fisheries, hydropower generation, industrial activities, agriculture, etc. Various natural factors, including atmospheric, hydrological, topographic, lithographic and climatic ones, influence water quality [49, 71]. Global water quality is deteriorated by various anthropogenic activities [77], industrialization [60] and agricultural activities [21]. Water pollution is common problem in developing countries, so management of water resources is of utmost importance [42].

Aquatic ecosystems harbor almost half of total vertebrates [27] and fish forms maximum diversity among them [25]. Fish plays an important role in maintaining equilibrium in aquatic ecosystems [58]. As fish communities are sensitive to wide range of environmental stressors so are indicative of status of aquatic ecosystems [40]. Their distribution is influenced by various environmental variables such as water temperature, pH, dissolved oxygen, alkalinity, availability of nutrients, etc. [59, 81]. An assessment of water quality is an important method of fishery management and sustainable development [1, 18]. The increasing pressure on aquatic ecosystems due to anthropogenic activities, land-use changes, habitat losses, alien species, climate change, etc. results in altered fish species richness, which needs to be checked [53]. Furthermore, contaminated water in addition to destroying aquatic life also deteriorates human health [41].

The ArcGIS mapping system for analysis proves to be an effective geospatial technology for managing water resources [14]. The GIS is a robust tool for gathering, retrieving, storing, and analyzing geographical data [20]. Different scientists use the ArcGIS mapping system for ecological evaluation in India [4, 10, 14, 19, 28, 34, 54, 57, 62, 67, 75].

The goal of the present study was to determine and classify the water quality of the Man stream based on variation of environmental variables, water quality index and fish species distribution using the Geographical Information System (GIS).

Material and Methods

Study area. The Shivalik Himalayas stretches over 2400 km and extends up to 50 km in Himachal Pradesh, having altitude of 600—1500 meters above mean sea level [43]. The Bilaspur, Hamirpur, Una and parts of Kangra, Chamba, Solan and Sirmaur districts come under the Shivalik range of the Northwestern Himalayas in Himachal Pradesh.

The Hamirpur district is situated in the Shivalik Himalayas between 76°18' and 76°44' E longitude and 31°25' and 31°52' N latitude having elevation from 400 to 1100 m. The district shares borders with the Mandi in the east, Bilaspur

in the south, Kangra in the north and Una in the west. The Beas River separates the Hamirpur from the Kangra and is a parent river to two tributaries, namely the Man and Kunah streams in the Hamirpur district [2].

The Man stream (Figure 1) is a major left bank tributary of the Beas River in the Hamirpur district, H.P. It originates in the Shivalik Hills of the lower Himalayas, about 40 km long, with the total catchment area of approximately 180 km², and joins the Beas River near the town of Nadaun. The stream passes through mountainous terrain, dense forests and agricultural fields before draining into the Beas River. Two sites viz., upstream and downstream were selected for sampling (Table 1).

Water sampling and analysis. Water samples from the said stream were collected for one year from January 2023 to December 2023, in 1000 ml sterilized plastic bottles from two sampling sites for physiochemical analysis. The physiochemical parameters such as pH, total dissolved solids (TDS), electrical conductivity (EC), dissolved oxygen (DO) were analyzed in the field using digital probes. In this case, the total alkalinity, total hardness, calcium hardness, magnesium hardness, concentration of chlorides, nitrates and phosphates were analyzed in the lab titrimetrically and spectrophotometrically, following APHA [7] and APHA, AWWA, & WEF [8].

Fish sampling and identification. Fish samples were collected every month from January 2023 to December 2023 by local licensed fisherman using cast net and gill net. The collected samples were then put into 5—10 % formalin / 95 % ethyl alcohol and brought to the laboratory for further identification. The taxonomical identification of collected specimens was done using [22, 33, 70].

Statistical analysis of data. In the present research paper, data were analyzed on seasonal bases with March — June, July — September and October — February representing pre-monsoon, monsoon and post-monsoon seasons, respectively. The statistical analyses of data were done by the PAST (version 4.03). The spatial maps were made by the ArcGIS software (version 10.8.1) using the Inverse Distance Weighted (IDW) interpolation method.

Calculation of Water Quality Index. The CCME-WQI (Canadian Council of Ministers of Environment — Water Quality Index) was used to evaluate the water quality of the stream, which is based on three elements i.e., scope (F₁), frequency (F₂) and amplitude (F₃).

F₁ (Scope) represents the percentage of selected parameters do not meet the standard limits during analysis. It is calculated as

$$F_1 = \frac{\text{No. of failed variables}}{\text{Total no. of variables}} \cdot 100$$

F₂ (Frequency) represents percentage of monitoring quality variables exceeding the standards. It is calculated as

$$F_2 = \frac{\text{No. of failed tests}}{\text{Total no. of tests}} \cdot 100.$$

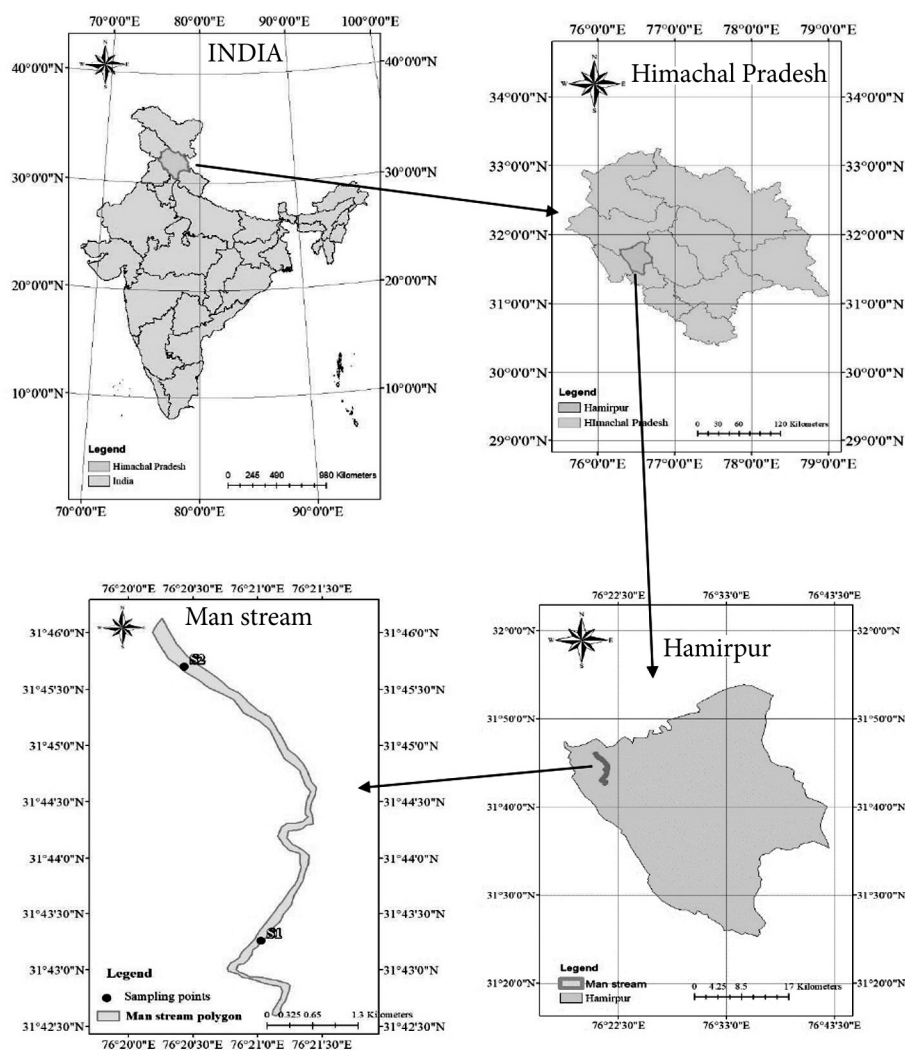


Fig. 1. Map showing the area of study

F_3 (Amplitude) measures the amount, by which failed tests do not meet their objectives. It is calculated in three steps:

Step 1 — Calculation of excursion. It is the number of times, by which an individual concentration is higher (or less than, when an objective is minimum) than the objective.

Table 1

GPS coordinates of different sampling sites within the Man stream

Sampling site	Latitude	Longitude	Altitude (fts)
S1 (Upstream)	31°43'15.61"N	76°21'1.60"E	1653
S2 (Downstream)	31°45'44.84"N	76°20'21.46"E	1581

When the test value does not exceed the objective, it is measured as

$$\text{excursion} = \frac{\text{Failed test value}}{\text{Objective}} - 1.$$

When the test value must be no less than objective, it is measured as

$$\text{excursion} = \frac{\text{Objective}}{\text{Failed test value}} - 1.$$

Step 2 — Calculation of normalized sum of excursions (nse). It is the total amount, by which individual tests are out of compliance. It is calculated as

$$\text{nse} = \frac{\sum_{i=1}^n \text{excursion}}{\text{Total no. of tests}}.$$

Step 3 — Calculation of F_3 (Amplitude). It is calculated by an asymptotic function that scales the normalized sum of excursions from the objectives to yield a range between 0 and 100.

$$F_3 = \frac{\text{nse}}{0.01\text{nse} + 0.01}.$$

Finally, CCME-WQI is calculated as

$$\text{CCME-WQI} = 100 \cdot \left(\frac{\sqrt{F_1^2 + F_2^2 + F_3^2}}{1.732} \right)$$

On the bases of the CCME-WQI value, water quality of the water body can be categorized into five categories (Table 2).

Results and Discussion

Variation of environmental variables. A total of 12 physiochemical parameters, including water temperature, pH, dissolved oxygen (DO), electrical

Table 2

CCME-WQI categorization as per [29]

CCME-WQI value	Water quality status
95—100	Excellent
80—94	Good
65—79	Fair
45—64	Marginal
0—44	Poor

conductivity (EC), total dissolved solids (TDS), total alkalinity, total hardness, calcium hardness, magnesium hardness, concentration of chlorides, nitrates and phosphates were taken to analyze the water quality of the stream for three seasons viz., pre-monsoon, monsoon and post-monsoon in two different sampling sites i.e., S1 (upstream) and S2 (downstream). The range and mean value of these physiochemical parameters are given in Tables 3, 4 and the mean variation of different physiochemical parameters are given in Figure 2. These parameters played a crucial role in creating prediction maps for the Man stream, Shivalik Himalayas and associated with fish fauna diversity.

Temperature, an important ecological parameter influencing aquatic communities [26], also regulates concentration of DO in the water [39]. During the present study, the temperature of stream water ranged from 15.5 to 34.5°C. Maximum water temperature was recorded during pre-monsoon and minimum — during post-monsoon in both the study sites, which may be due

Table 3

Range and mean value of different physiochemical parameters in the Man stream upstream (S1) during different seasons

Parameters	Seasons		
	Pre-monsoon	Monsoon	Post-monsoon
Water temperature, °C	<u>23–33.7</u> 28.4	<u>22.4–29.5</u> 25.5	<u>14.7–23</u> 18.7
pH	<u>7.6–9.1</u> 8.4	<u>6.9–7.9</u> 7.4	<u>8.1–8.9</u> 8.52
TDS, mg/L	<u>109–144</u> 125.75	<u>148–156</u> 151.66	<u>105–150</u> 133
EC, µS/cm	<u>260–380</u> 332.5	<u>343–400</u> 367.66	<u>275–360</u> 329
DO, mg/L	<u>5.8–7.4</u> 6.67	<u>5.2–6.4</u> 5.93	<u>6.8–7.8</u> 7.3
Total alkalinity, mg/L	<u>164–285</u> 214.5	<u>196–250</u> 194	<u>206–383</u> 255.8
Total hardness, mg/L	<u>128–184</u> 214.5	<u>173.6–200</u> 191.2	<u>170.4–188</u> 178.56
Calcium hardness, mg/L	<u>62.4–141.2</u> 90.35	<u>121.5–154.4</u> 141.96	<u>52–146.4</u> 107.04
Magnesium hardness, mg/L	<u>42.8–119.6</u> 73.45	<u>24.4–52.1</u> 40.7	<u>33.6–125.2</u> 71.52
Chlorides, mg/L	<u>33–62</u> 44.25	<u>20–32</u> 25	<u>30–50</u> 37.6
Nitrates, mg/L	<u>0.019–0.052</u> 0.031	<u>0.063–0.117</u> 0.088	<u>0.014–0.063</u> 0.044
Phosphates, mg/L	<u>0.02–0.048</u> 0.031	<u>0.064–0.119</u> 0.093	<u>0.02–0.095</u> 0.044

to day length and availability of sunlight, which was highest during pre-monsoon season. During all the three seasons, temperature of S2 was higher than S1, which may be due to altitudinal variation. Similar observations were also made in the Godavari River [38] and in the Beas River in the Mid-Himalayan zone [35]. In different water bodies in the Doon valley, water temperature ranged from 18.9 to 21.5°C [37], which was lesser than the present findings.

pH shows acidic and alkaline nature of the water. The water with low pH leads to decreased diversity of biotic communities, whereas, high pH shows greater buffering capacity and high productivity of aquatic ecosystems [17]. During the present study, the value of pH ranged from 6.5 to 9.1. The highest value of pH (9.1) was recorded during post-monsoon season and lowest (6.5) — during monsoon season. The value of pH lies between acceptable limit as per WHO [79] (6.5 — 9.2). During monsoon season, photosynthetic communities

Table 4

Range and mean value of different physiochemical parameters in the Man stream downstream (S2) during different seasons

Parameters	Seasons		
	Pre-monsoon	Monsoon	Post-monsoon
Water temperature, °C	27–34.5 30.02	23.1–30.7 27.93	15.5–24.5 19.66
pH	7.4–8.8 8.15	6.5–8 7.45	7.8–9.1 8.48
TDS, mg/L	112–145 128.75	136–158 150	117–146 129.8
EC, µS/cm	280–370 340	323–410 364.33	282–360 330.4
DO, mg/L	6–7.6 6.57	5.8–6.6 6.1	7–7.6 7.34
Total alkalinity, mg/L	175–300 216.75	195–355 265.33	195–363 250
Total hardness, mg/L	230–180 162.4	152–200 183.46	173.2–196 183.6
Calcium hardness, mg/L	38.4–142.4 96.4	106.2–161.6 126.6	52–140 105.92
Magnesium hardness, mg/L	37.6–138.8 66	18.6–86.4 50.26	40–133.2 105.92
Chlorides, mg/L	30–70 42.5	16–30 24.66	25–54 38.6
Nitrates, mg/L	0.019–0.061 0.032	0.074–0.108 0.093	0.042–0.082 0.062
Phosphates, mg/L	0.035–0.05 0.043	0.05–0.201 0.118	0.031–0.2 0.089

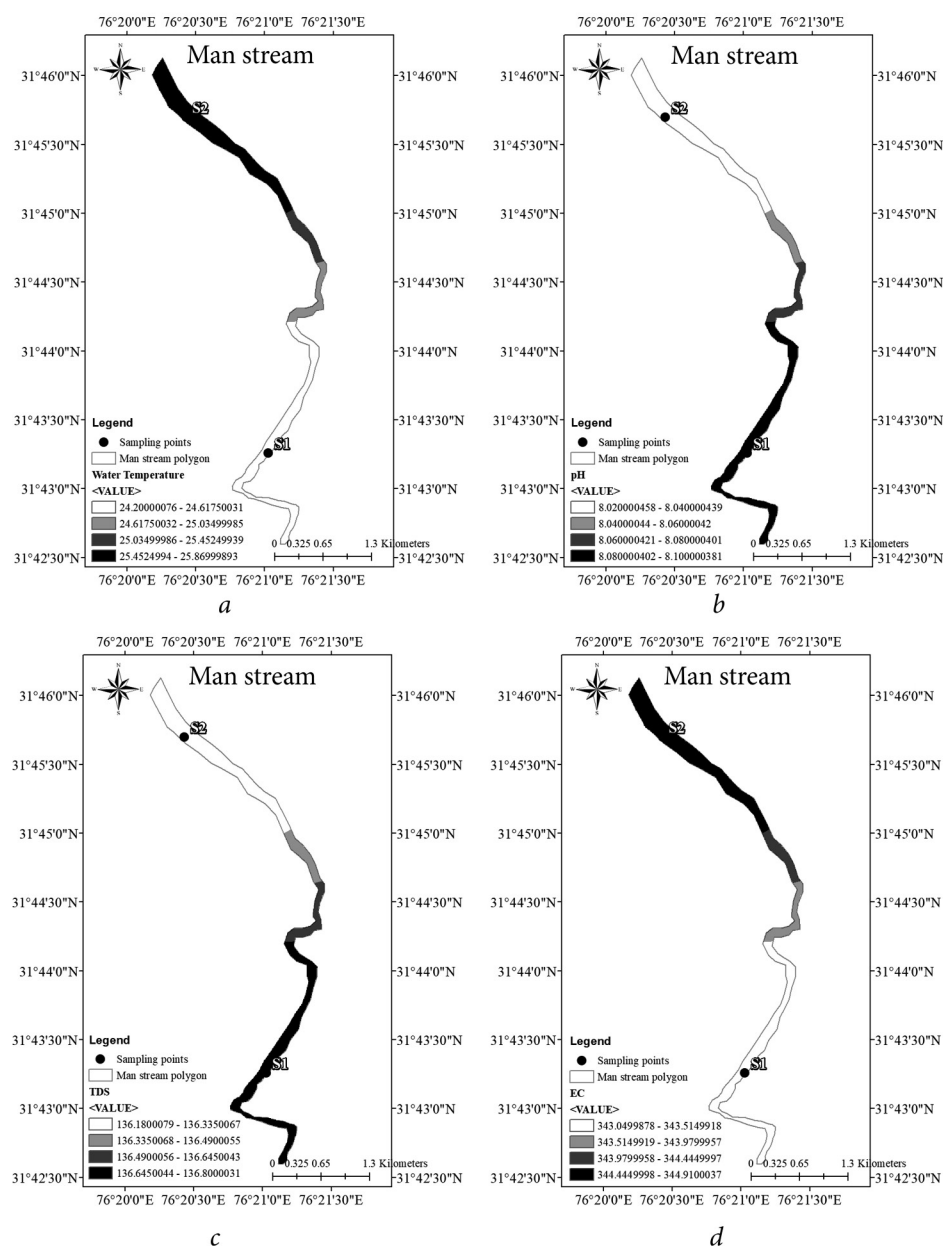


Fig. 2. Mean variation of different physiochemical parameters in the stream: *a* — water temperature; *b* — pH; *c* — total dissolved solids; *d* — electrical conductivity

were washed away by heavy run-off, which may lead to increased CO₂ level in the water, which in-turn leads to decreased pH of stream water. High pH values during winters in the rivers of the Garhwal Himalayas were recorded by [9, 55]. pH of the stream was found mostly alkaline, which promotes high algal productivity [45], which in turn promotes higher growth of fish fauna. pH range of

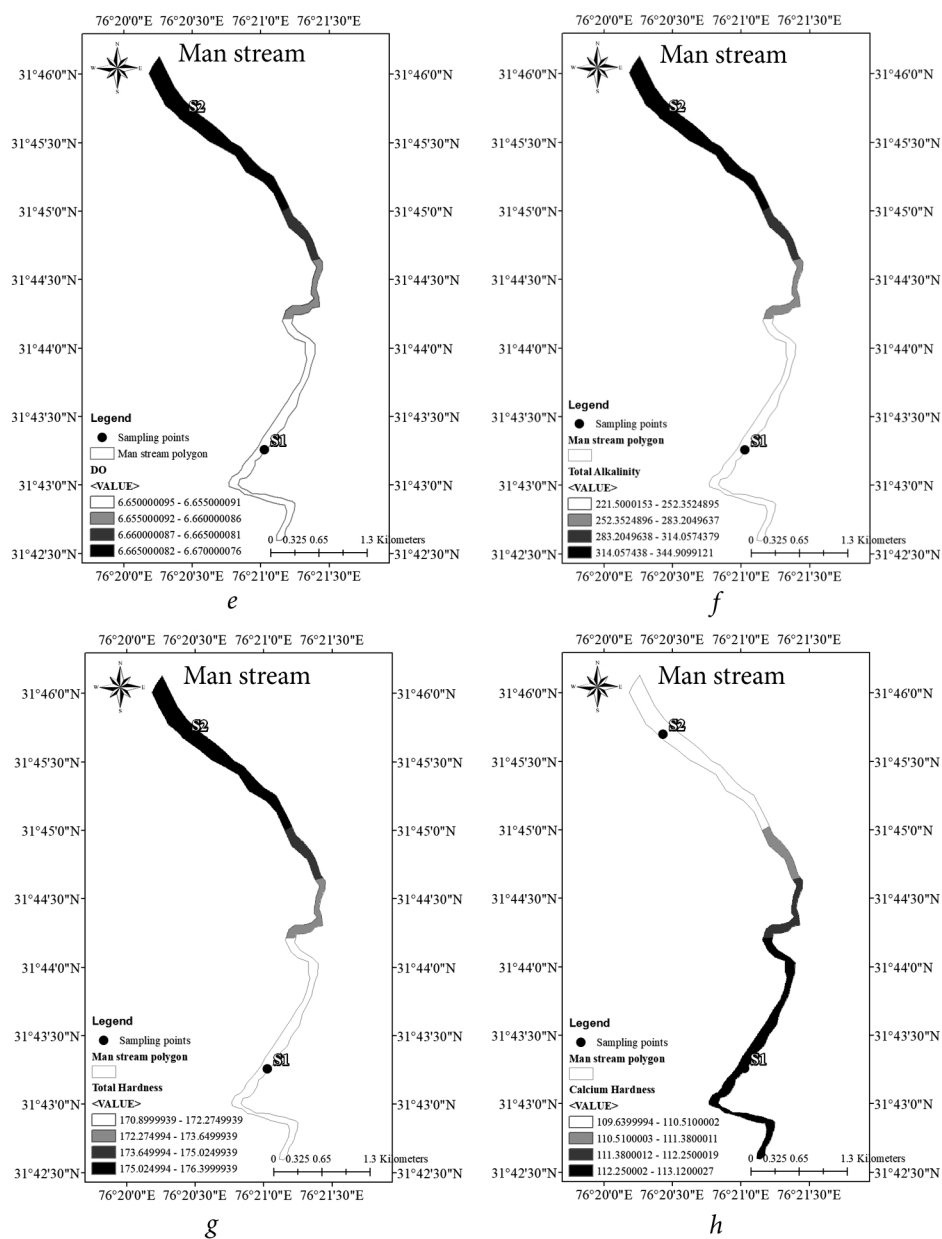


Fig. 2. Mean variation of different physiochemical parameters in the stream (continued): *e* — dissolved oxygen; *f* — total alkalinity; *g* — total hardness; *h* — calcium hardness

7.06 to 8.35 was reported in the Ganga River [36], and pH value of 7.63 ± 0.15 — in the Tons River [48]. pH range from 7.52 to 8.03 was reported in different water bodies of the Doon valley [37].

Total alkalinity and pH are two interdependent parameters and directly proportional to each other. During the present investigation, the value of alkalinity ranged from 164 to 383 mg/L. The highest value of alkalinity was recor-

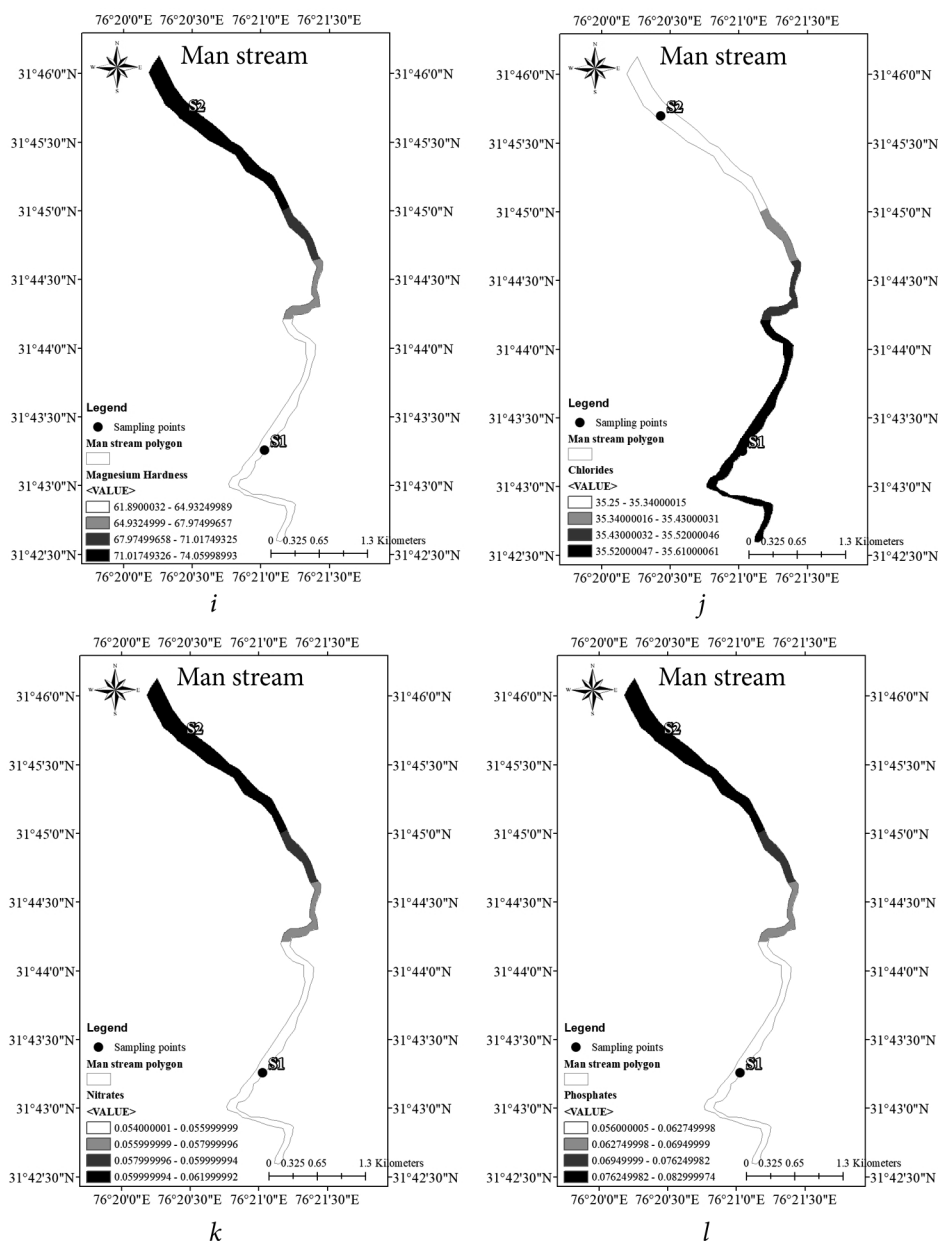


Fig. 2. Mean variation of different physiochemical parameters in the stream (continued): *i* —magnesium hardness; *j* — chlorides; *k* — nitrates; *l* — phosphates

ded during post-monsoon and lowest — during pre-monsoon at both the study sites. Alkalinity was found to be within the permissible limit set by the BIS [16]. In contrast to present findings, low values of the total alkalinity were recorded in the Beas River and its tributaries, including the Gaj and Baner streams [14, 66].

TDS and EC both measure the total dissolved ions and serve as an effective indicator of water quality. A specific concentration of the ions in the water is crucial, as they act as essential nutrients for aquatic life [23]. TDS was found highest during monsoon in both the study sites and was within the standard limits of the BIS [16], WHO [79] and USPHS [73]. High TDS during monsoon season in the Beas River were also recorded by [35], which may be due to turbulent water flow. TDS and EC are two interconnected parameters, so EC was also recorded to be highest during monsoon in both the sampling sites of the stream. EC was found to be slightly higher than permissible limits (300 $\mu\text{S}/\text{cm}$) of USPHS [73].

DO is another important physiochemical parameter affecting the growth and distribution of biotic communities in an aquatic ecosystem. DO shows inverse correlation with water temperature [32]. In the present stream, the maximum DO (7.8) was recorded during post-monsoon and minimum (5.2) — during monsoon season at S1. In the Beas River, the highest value of DO was recorded during winter season and its lowest value — during summer season [35]. Various factors, including organic matter outflow, nutrient concentration, and presence of different chemicals, influence the amount of dissolved oxygen in the water [64]. DO >5.0 mg/L is essential for proper growth and survival of biotic communities, including fish fauna, in a particular water body [11, 12].

The value of total hardness ranged from 130 to 200 mg/L and was recorded to be highest during monsoon and lowest during pre-monsoon at both study sites. The value of total hardness of stream water shows hard to very-hard nature of stream water as per WHO [79]. Lower values of total hardness in comparison to present study were recorded in the Beas River and in the Ganga River and its tributaries [35, 50]. Calcium hardness was highest during monsoon in both the sites, whereas, lowest — during post-monsoon at S1 and pre-monsoon at S2. Limestone containing rocks are prime source of calcium in the water [14]. Magnesium hardness was recorded to be lowest during monsoon period at both sites, whereas maximum was recorded during post-monsoon and pre-monsoon at S1 and S2, respectively.

Chlorides concentration was found to be highest during pre-monsoon season and lowest during post-monsoon season at both the study sites. Generally, chlorides possess lower health risks, but high intake leads to serious health issues [14]. High concentrations of chlorides correspond to open defecation and domestic waste disposal [35]. During the present study chlorides concentration was found to be within the permissible limits of WHO (500 mg/L) [79], BIS [16] and USPHS (250 mg/L) [73].

Both nitrates and phosphates concentration was found to be highest during monsoon at both the study sites. The inflow of agricultural runoff and allochthonous material into the stream during monsoon contributes to high concentration of nitrates and phosphates in stream water. Similar observations were recorded in the Tons River [63], in the Ghagra and Gandak Rivers [61] and in the headwater stream of Garhwal Himalayas [65].

Water Quality Index. Water Quality Index is a single value which integrates varied physiochemical parameters, helping researchers or environmental-

lists to assess water quality trends of particular water body [3]. Different types of WQI methods were developed for assessing water quality such as WAWQI [30], CCME-WQI [47], NSF-WQI [15], Al-Olthman method [6], the House index [72], etc. Out of these, CCME-WQI was widely used by different researchers [5, 13, 24, 31, 44, 52, 74, 76] to evaluate the water quality of different water bodies. The CCME-WQI offers various advantages such as its applicability for water quality assessment in specific areas, adherence to various legal regulations and varied types of water use, tolerance for missing data and flexibility in selection criteria [51, 78], so this method was used to evaluate water quality of the current stream, which shows that stream water has «fair» to «marginal» water quality (Table 5). Notably, the highest value of WQI was recorded during pre-monsoon at S1 and lowest — during post-monsoon at S2, depicting marginal water quality of stream water during post-monsoon. The ArcGIS mapping of the CCME-WQI of stream water is given in Figure 3.

Correlation coefficient. Pearson's correlation coefficient was used to evaluate the correlation between different physiochemical parameters during different seasons.

At S1, during pre-monsoon (Figure 4, *a*), there is strong positive correlation between DO and pH, DO and phosphates, nitrates and phosphates, nitrates and calcium hardness, total hardness and TDS, total hardness and total alkalinity, EC and magnesium hardness and phosphates and calcium hardness. There is perfect negative correlation between total hardness and chloride. Water temperature shows negative correlation with pH, DO and nitrates. Also, there is strong negative correlation between pH and EC, TDS and chlorides concentration and phosphates and magnesium hardness.

During monsoon (Figure 4, *b*), there is strong positive correlation between water temperature and calcium hardness, DO and pH, TDS and nitrates, nitrates and EC, total alkalinity and chlorides, total hardness and nitrates, total hardness and calcium hardness, nitrates and calcium hardness, phosphates and calcium hardness, chlorides and magnesium hardness and there is perfect positive correlation between TDS and EC. Whereas, there is strong negative correlation between total hardness and chlorides, water temperature and pH, water temperature and DO, total hardness and pH, pH and calcium hardness, phosphates and DO, total alkalinity and nitrates, TDS and total alkalinity, TDS and magnesium hardness, TDS and chloride, total alkalinity and calcium hardness, nitrates and magnesium hardness and calcium hardness and chloride concentration. There is perfect negative correlation between pH and phosphates, EC

Table 5

Depiction of CCME-WQI at different sampling sites in the stream during different seasons

Sites	Pre-Monsoon	Monsoon	Post-Monsoon
Site 1	73.2112	66.7427	65.5749
Site 2	68.27459	66.1638	60.6997

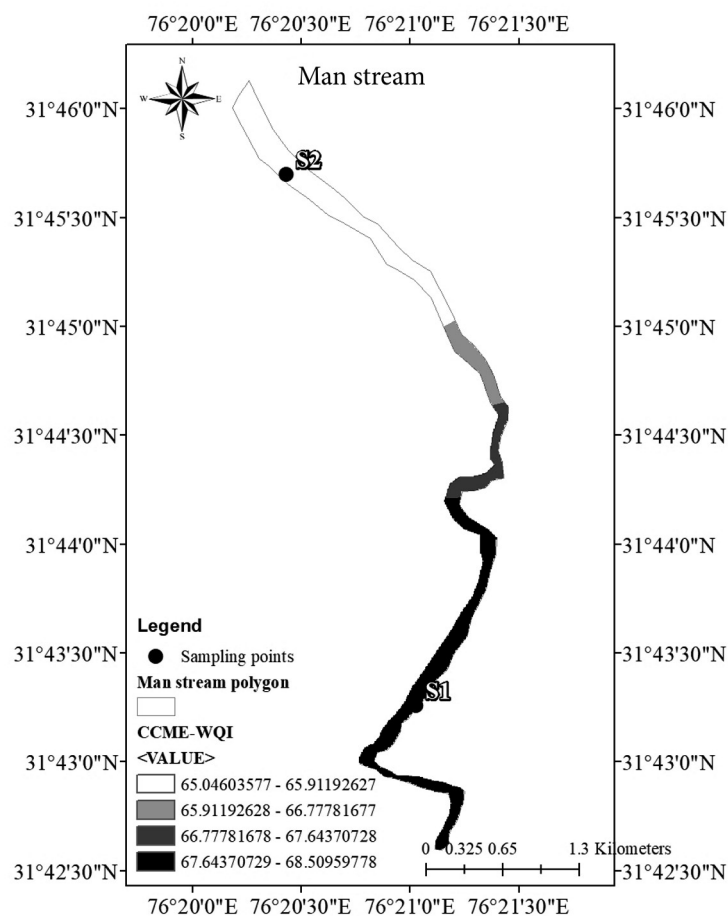


Fig. 3. GIS map showing spatial variation of the average CCME-WQI of the Man stream

and magnesium hardness, total alkalinity and total hardness and chlorides and nitrates concentration.

During post-monsoon (Figure 4, c), there is strong positive correlation between water temperature and calcium hardness, pH and total alkalinity, TDS and EC, DO and magnesium hardness, total hardness and phosphates concentration, whereas there is strong negative correlation between water temperature and DO, water temperature and magnesium hardness, DO and calcium hardness and magnesium and calcium hardness.

At S2, during pre-monsoon (Figure 5, a), there is strong positive correlation between pH and chlorides, TDS and EC, TDS and total hardness, EC and total hardness, DO and chlorides, nitrates and phosphates concentration, whereas there is strong negative correlation between DO and EC, TDS and phosphates, EC and chlorides, DO and total hardness, chlorides and total hardness and calcium and magnesium concentrations.

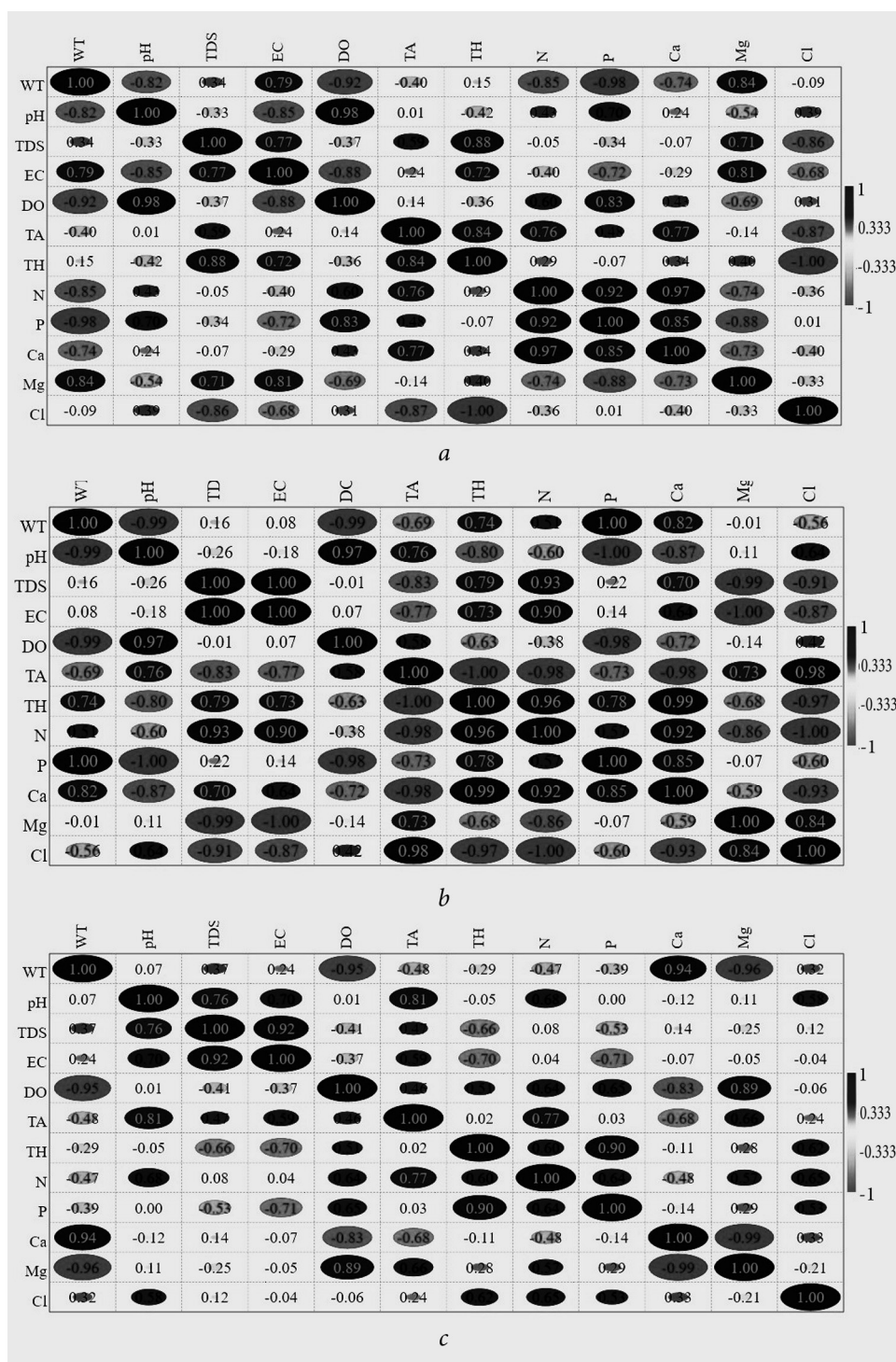


Fig. 4. Pearson's correlation coefficient between different physiochemical parameters in the Man stream (S1) during different seasons: *a* — pre-monsoon; *b* — monsoon; *c* — post-monsoon

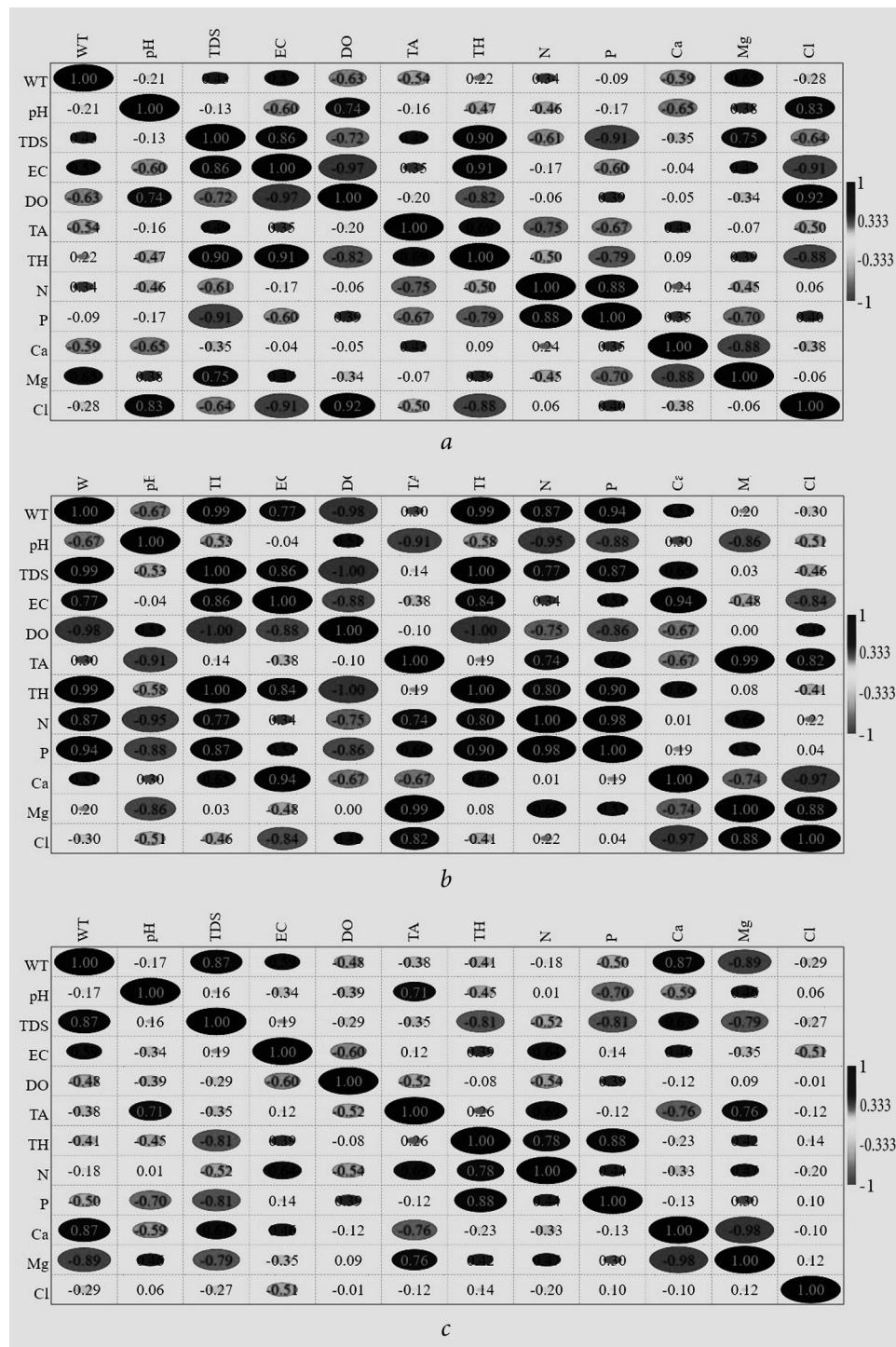


Fig. 5. Pearson's correlation coefficient between different physiochemical parameters in the Man stream (S2) during different seasons: *a* — pre-monsoon; *b* — monsoon; *c* — post-monsoon

During monsoon (Figure 5, *b*), water temperature shows strong positive correlation with TDS, total hardness, nitrates and phosphates, TDS shows strong positive correlation with EC and phosphates, total hardness shows strong positive correlation with EC, nitrates and phosphate, total alkalinity with magnesium hardness and chlorides, EC with calcium hardness, nitrates with phosphates, chlorides with magnesium hardness. There is perfect positive correlation between TDS and total hardness. In contrast, pH shows strong negative correlation with total alkalinity, nitrates, phosphates and magnesium concentration, DO shows strong negative correlation with water temperature, EC, phosphates, chlorides show strong negative correlation with EC and calcium hardness, whereas, DO shows perfect negative correlation with TDS and total hardness.

During post-monsoon (Figure 5, *c*), there is strong negative correlation between water temperature and TDS, water temperature and calcium hardness, total hardness and phosphates, whereas, there is strong negative correlation between water temperature and magnesium hardness, TDS and total hardness, TDS and phosphates and calcium and magnesium hardness.

Fish species diversity. A total of 23 fish species belonging to 6 orders and 9 families were reported from the stream (Table 6). The order Cypriniformes is the dominant order consisting of 3 families viz., Cyprinidae, Danionidae and Nemacheilidae having 8, 4 and 2 species, respectively. Siluriformes is the second dominant order having 2 families, Siluridae (2 species) and Bagridae (1 species), which is followed by Anabantiformes having the family Channidae (2 species) and Synbranchiformes having the family Mastacembelidae (2 species). Beloniformes and Ovalentaria/Misc. consists of family Belonidae (1 species) and Ambassidae (1 species), respectively. Previously Cypriniformes order with the family Cyprinidae was recorded to be dominant in Himalayan ecosystem [56].

Table 6

Fish faunal species recorded in the Man stream, Shivalik Himalayas

Fish species
Order: Cypriniformes
Family: Cyprinidae
<i>Cyprinus carpio</i> (Linneaus, 1758)
<i>Tor putitora</i> (Hamilton, 1822)
<i>Tariqilabeo diplocheilus</i> (Heckel, 1838)
<i>Garra gotyla</i> (Gray, 1830)
<i>Pethia ticto</i> (Hamilton, 1822)
<i>Pethia conchoni</i> (Hamilton, 1822)
<i>Osteobrama cotio</i> (Hamilton, 1822)
<i>Systomus sarana</i> (Hamilton, 1822)
Family: Danionidae

Продовження табл. 6

Fish species
<i>Opsarius bendelisis</i> (Hamilton, 1807)
<i>Barilius vagra</i> (Hamilton, 1822)
<i>Barilius barila</i> (Hamilton, 1822)
<i>Salmostoma bacaila</i> (Hamilton, 1822)
Family: Nemacheilidae
<i>Acanthocobitis botia</i> (Hamilton, 1822)
<i>Schistura horai</i> (Menon, 1952)
Order: Siluriformes
Family: Siluridae
<i>Glyptothorax pectinopterus</i> (McClelland, 1842)
<i>Glyptothorax indicus</i> (Talwar, 1991)
Family: Bagridae
<i>Mystus bleekeri</i> (Day, 1877)
Order: Anabantiformes
Family: Channidae
<i>Channa punctata</i> (Bloch, 1793)
<i>Channa gachua</i> (Hamilton, 1822)
Order: Ovalentaria/Misc.
Family: Ambassidae
<i>Chanda nama</i> (Hamilton, 1822)
Order: Beloniformes
Family: Belonidae
<i>Xenontodon cancila</i> (Hamilton, 1822)
Order: Synbranchiformes
Family: Mastacembelidae
<i>Mastacembelus armatus</i> (Lacepede, 1800)
<i>Macrognathus pancalus</i> (Hamilton, 1822)

Diversity indices. Fish-faunal diversity indices assist in understanding the diversity of the studied stream and the quality of water based on the observed fish species. Table 7 shows seasonal variation of fish faunal diversity at S1 and S2 sites of the Man stream. The dominance index is highest during monsoon season at both the study sites, which shows dominance of some species such as *Cyprinus carpio*, *Channa punctata*, *Mastacembelus armatus*, etc. during the se-

Table 7

Fish fauna diversity during different seasons in the Man stream

Indices	Pre-Monsoon		Monsoon		Post-Monsoon	
	S1	S2	S1	S2	S1	S2
Dominance D	0.05931	0.05363	0.08245	0.06655	0.05709	0.05441
Simpson 1-D	0.9407	0.9464	0.9176	0.9335	0.9429	0.9456
Shannon H	2.894	2.997	2.598	2.768	2.971	2.978
Evenness e^H/S	0.9035	0.9099	0.8954	0.9368	0.8872	0.9356

ason, as these can withstand turbulent water flow. Simpson's index considers both the number and abundance of species; a higher value of Simpson's index signifies higher ichthyofaunal diversity [17]. Simpson diversity index was nearly same during pre-monsoon and post-monsoon with insignificant fluctuations, whereas it was lowest at S1 during monsoon season. The Shannon index considers both the number of individuals and the number of taxa. Shannon diversity index was also found the lowest at S1 during monsoon season and found nearly same during pre-monsoon and post-monsoon season at both the study sites. Evenness index was found to be highest during monsoon season at S2 and lowest at S1 during post-monsoon season. The highest dominance and evenness index was recorded during monsoon in the Eastern Indian rivers [46]. The Arc-GIS mapping of the average of different diversity indices is given in Figure 6.

Conclusion

The study revealed seasonal variations in environmental variables and physiochemical parameters, with the stream's water quality ranging from «fair» to «marginal». The parameters like EC, calcium hardness, and magnesium hardness exceeded the permissible limits set by the BIS, WHO, and USPHS in all the three seasons. EC was particularly high during pre-monsoon and post-monsoon also, while total hardness was highest during pre-monsoon, surpassing permissible limits. Moreover, marginal water quality at S2 during post-monsoon may be due to various anthropogenic activities and accumulation of various domestic and agricultural waste waters brought about by surface run-off during monsoon season.

The research identified 23 fish species, emphasizing the stream's biodiversity and the need for effective management to preserve this aquatic ecosystem. Fish diversity was linked to the stream's water quality. During pre-monsoon, the Water Quality Index (WQI) was highest, as were Simpson's and Shannon diversity indices. Additionally, a high dominance index during the monsoon at both sites indicated the prevalence of certain species adapted to turbulent water flow.

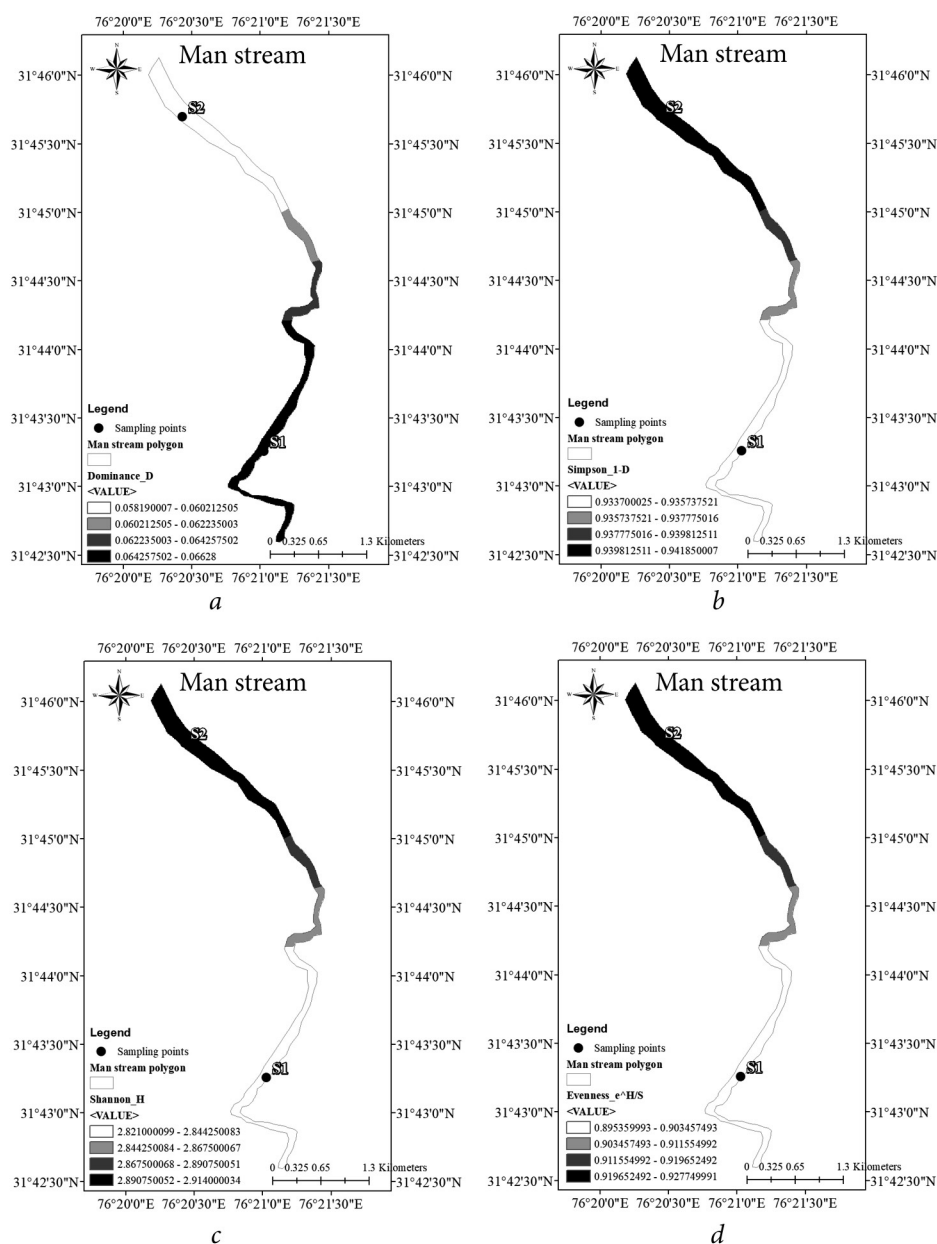


Fig 6. GIS map showing spatial variation of the average of different diversity indices in the Man stream: *a* — dominance; *b* — Simpson; *c* — Shannon; *d* — evenness

As the stream is a major tributary of the Beas River in Shivalik range of the Northwestern Himalayas, the study provides valuable insight of varied environmental variables on the biotic communities of both the stream and the Beas River. The present findings highlight the need for continuous monitoring and management of water resources to mitigate anthropogenic impacts and ensure the health and sustainability of aquatic ecosystems.

Literature Cited

1. Abolude, S.D., A.M. Chia, A.S. Yahaya & D.C. Okafor. 2012. Phytoplankton diversity and abundance as a function of water quality for fish production: A case study of two manmade reservoirs in Zaria, Nigeria. *Tropical Freshwater Biology* **21**(2): 41.
2. About District. District Hamirpur. The Veerbhumi. India. 2024. hphamirpur.nic.in
3. Aher, K.R., P.B. Pathrikar, R.B. Golekar et al. 2020. Application of water quality index and multivariate statistical analysis in the hydrogeochemical assessment of shallow groundwater in part of Purna basin, Maharashtra, India. *Bull. Pure Appl. Sci. Geol.* **39**: 239—255.
4. Ahmed, S., S. Khurshid, W. Sultan & M.B. Shadab. 2020. Statistical analysis and water quality index development using GIS of Mathura City, Uttar Pradesh, India. *Desalin. Water Treat.* **177**: 152—166.
5. Al-Janabi, Z.Z., A.R. Al-Kubaisi & A.H.M.J. Al-Obaidy. 2012. Assessment of water quality of Tigris River by using water quality index (CCME WQI). *Al-Nahrain J. Sci.* **15**(1): 119—126.
6. Al-Othman, A. 2015. Seasonal variations in surface water quality index of the main-stream running through Riyadh, Saudi Arabia. *Res. J. Environ. Toxicol.* **9**(2): 71—89.
7. American Public Health Association. Standard methods for the examination of water and wastewater. 1998. 20th ed. American Public Health Association, Washington, D.C.
8. APHA, AWWA and WEF. *Standard methods for the examination of water and waste water*. 2005. 21st ed. New York, Washington, DC: Jointly prepared and published by the American Public Health Association, American Water Works Association, and Water Environment Federation.
9. Badola, S.P. & H.R. Singh. 1981. Hydrobiology of the River Alaknanda of Garhwal Himalaya. *Ind. J. Ecol.* **8**(2): 269—276.
10. Balakrishnan, P., A. Saleem & N.D. Mallikarjun. 2011. Groundwater quality mapping using geographic information system (GIS): A case study of Gulbarga City, Karnataka, India. *Afr. J. Environ. Sci. Technol.* **5**(12): 1069—1084.
11. Banerjee, S.M. 1967. Water quality and soil condition of fish ponds in some states of India in relation to fish production. *Indian J. Fish.* **14**: 115—144.
12. Bhatnagar, A. & G. Singh. 2010. Culture fisheries in village ponds — a multilocation study in Haryana, India. *Agriculture and Biology Journal of North America* **1**(5): 961—968.
13. Bilgin, A. 2018. Evaluation of surface water quality by using Canadian Council of Ministers of the Environment Water Quality Index (CCME WQI) method and discriminant analysis method: a case study Coruh River Basin. *Environ. Monit. Assess.* **190**: 1—11.
14. Brar, B., K. Thakur, D. Mahajan et al. 2023. Mapping water quality parameters in Baner and Gaj rivulets: Insights into the potential impact on river Beas in Himachal Pradesh using ArcGIS. *World Water Policy* **9**(1): 1—41.
15. Brown, R.M., N.I. McClelland, R.A. Deininger & R.G. Tozer. 1970. Water quality index—do we dare? *Water Sewage Works* **117**(10): 339—343.
16. Bureau of Indian Standards (BIS). *Indian Standard Specification for Drinking Water (IS — 10500 — 2012)*. 2012. Indian Standards Institution, New Delhi.
17. Busulwa, H.S. & R.G. Bailey. 2004. Aspects of the physico-chemical environment of the Rwenzori Rivers, Uganda. *Afr. J. Ecol.* **42**(1): 87—92.
18. Chia, A.M., S.P. Bako, S. Alonge & A.K. Adamu. 2011. Green algal interactions with physicochemical parameters of some manmade ponds in Zaria, northern Nigeria. *Rev. Bras. Bot.* **34**(3): 285—295.
19. Dandge, K.P. & S.S. Patil. 2022. Spatial distribution of ground water quality index using remote sensing and GIS techniques. *Appl. Water Sci.* **12**(1): 7.
20. Dutta, D., A. Rahman & A. Kundu. 2015. Growth of Dehradun city: An application of linear spectral unmixing (LMU) technique using multi-temporal landsat satellite data sets. *Remote Sens. Appl. Soc. Environ.* **1**: 98—111.

21. Dwivedi, A.K. 2017. Researches in water pollution: A review. *International Research Journal of Natural and Applied Sciences* **4**: 118—142.
22. Fish Base. World Wide Web electronic publication. 2023. /Ed. by R. Froese & D. Pauly. www.fishbase.org. version (02/2023)
23. Galbrand, C., I.G. Lemieux, A.E. Ghaly et al. 2008. Water quality assessment of a constructed wetland treating landfill leachate and industrial park runoff. *Am. J. Environ. Sci.* **4**(2): 111—120.
24. Gao, Q., Y. Li, Q. Cheng et al. 2016. Analysis and assessment of the nutrients, biochemical indexes and heavy metals in the Three Gorges Reservoir, China, from 2008 to 2013. *Water Res.* **92**: 262—274.
25. Ghosh, D. & J.K. Biswas. 2017. Fish fauna faces anthropogenic double trouble: erosion of fish diversity in tropical Oxbow Lake of the Ganga River basin in Eastern India. *Journal of Biodiversity and Endangered Species* **5**(2): 188.
26. Giller, P. & B. Malmqvist. 1998. *The biology of streams and rivers*. New York, Oxford University Press.
27. Gupta, S.P. 1988. *Advanced practical statistic*. New Delhi, India, S. Chand Publication.
28. Gupta, I., A. Kumar, C. Singh & R. Kumar. 2015. Detection and mapping of water quality variation in the Godavari River using water quality index, clustering and GIS techniques. *J. Geogr. Inf. Syst.* **7**(2): 71—84.
29. Haseen, K., A.K. Amir & H. Sarah. 2005. The Canadian Water Quality Index: A Tool for Water Resource Management. Mterm International Conference, 06—10 June, Ait, Thailand.
30. Horton, R.K. 1965. An index number system for rating water quality. *Journal Water Pollution Control Federation* **37**(3): 300 — 306.
31. Hu, L., L. Chen, Q. Li et al. 2022. Water quality analysis using the CCME-WQI method with time series analysis in a water supply reservoir. *Water Supply* **22**(7): 6281—6295.
32. Hynes, H.B.N. 1970. *The ecology of running waters*. Toronto, Ontario, Canada, University of Toronto Press.
33. Jayaram, K.C. 1999. *The freshwater fishes of the Indian region*. Delhi, India, Narendra Publishing House.
34. Jha, D.K., M.P. Devi, R. Vidyalakshmi et al. 2015. Water quality assessment using water quality index and geographical information system methods in the coastal waters of Andaman Sea, India. *Mar. Pollut. Bull.* **100**(1): 555—561.
35. Jindal, R., C. Chawla, D. Singh et al. 2022. Biomonitoring and water quality evaluation of river Beas in Mid Himalayan Zone, India. *Curr. Appl. Sci. Technol.* **22**(5): 1—13.
36. Joshi, D.M., A. Kumar & N. Agarwal. 2009. Studies on physico-chemical parameters to assess the water quality of river Ganga for drinking purpose in Haridwar district. *Rasayan J. Chem.* **2**(1): 195—203.
37. Kadam, A.D., G. Kishore, D.K. Mishra & K. Arunachalam. 2020. Microalgal diversity as an indicator of the state of the environment of water bodies of Doon valley in Western Himalaya, India. *Ecol. Indic.* **112**: 106077.
38. Kadam, V.B., P.M. Nalawade & A.B. Bagul. 2018. Assessment of Godavari River water pertaining to its physico-chemical properties and biological variables during pre-monsoon and post-monsoon season. *Indian. J. Environ. Prot.* **38**(1): 75—82.
39. Kalf, J. 2002. *Limnology: inland water ecosystems*. Prentice Hall Inc. Upper Saddle River, New Jersey.
40. Karr, J.R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* **6**: 23—24.
41. Khanna, D.R. & F. Ishaq. 2013. Impact of water quality attributes and comparative study of ichthyofaunal diversity of Asan Lake and River Asan. *J. Appl. Nat. Sci.* **5**(1): 200—206.

42. Kivaisi, A.K. 2001. The potential for constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in developing countries: a review. *Ecol. Eng.* **16**(4): 545—60.
43. Kohli, M.S. 2002. Shivalik Range. Mountains of India: Tourism, Adventure and Pilgrimage. Indus Publishing.
44. Kujiek, C.D. & Z.A. Sahile. 2024. Water quality assessment of Elgo River in Ethiopia using CCME, WQI and IWQI for domestic and agricultural usage. *Heliyon* **10**(1): e23234.
45. Kumar, M.P. & C. Prabhahar. 2012. Physico-chemical parameters of river water: a review. *Int. J. Pharm. Biol. Architecture* **3**: 1304—1312.
46. Kundu, N., D. Mazumdar & S. Homechaudhuri. 2014. Seasonal changes in fish assemblages and trophic guilds in selected interconnected rivers in eastern India. *Indian J. Fish.* **61**(3): 35—44.
47. Lumb, A., D. Halliwell & T. Sharma. 2006. Application of CCME water quality index to monitor water quality: a case study of the Mackenzie River Basin, Canada. *Environ. Monit. Assess.* **113**(1—3): 411—429.
48. Madan, S., S. Dutta & Chanchal. 2013. Water quality assessment of river Tons, Dehradun (Uttarakhand), India. *J. Appl. Nat. Sci.* **5**(1): 76—81.
49. Magesh, N.S., S. Krishnakumar, N. Chandrasekar & J.P. Soundranayagam. 2013. Groundwater quality assessment using WQI and GIS techniques, Dindigul district, Tamil Nadu, India. *Arab. J. Geosci.* **6**: 4179—4189.
50. Malik, D.S., A. Sharma, S. Kumar et al. 2022. Anthropogenic impact on fish faunal diversity and their habitat ecology in the Ganga River and its tributaries, Uttarakhand. In Springer eBooks, Springer International Publishing. Pp. 53—71.
51. Mohebbi, M.R., R. Saeedi, A. Montazeri et al. 2013. Assessment of water quality in groundwater resources of Iran using a modified drinking water quality index (DWQI). *Ecol. Indic.* **30**: 28—34.
52. Mukut, S., M.M. Rahaman, M.R. Azim et al. 2023. Water quality assessment of Karnaphuli River of Bangladesh using CCME-WQI method. *Asian J. Environ. Ecol.* **20**(1): 6—15.
53. Murphy, G.E.P. & T.N. Romanuk. 2014. A meta-analysis of declines in local species richness from human disturbances. *Ecol. Evol.* **4**(1): 91—103.
54. Nath, B.K., C. Chaliha, B. Bhuyan et al. 2018. GIS mapping-based impact assessment of groundwater contamination by arsenic and other heavy metal contaminants in the Brahmaputra River valley: a water quality assessment study. *J. Clean Prod.* **201**: 1001—1011.
55. Nautiyal, P. 1985. Seasonal variations in percentage occurrence of planktonic algae. *UPJ Zool.* **5**(1): 14—19.
56. Nautiyal, P. 2005. Taxonomic richness in the fish fauna of the Himalaya, Central Highlands and Western Ghats (Indian Subcontinent). *Int. J. Ecol. Environ. Sci.* **31**(2): 73—92.
57. Pandian, M. & N. Jeyachandran. 2014. Groundwater quality mapping using remote sensing and GIS—A. Case study at Thuraiyur and Uppiliapuram Block, Tiruchirappalli district, Tamilnadu, India. *International Journal of Advanced Remote Sensing and GIS* **3**(1): 580—591.
58. Pracheil, C.M. 2010. Ecological impacts of stream bank stabilization in a great plain river. Thesis in Natural Resources. Paper 16.
59. Prasad, A., A. Shrestha, J.H. Limbu & D. Swar. 2020. Spatial and temporal variation of fish assemblage structure in Seti Gandaki River, Tanahu, Nepal. *Journal of Resource Science and Technology* **10**(2): 93—104.
60. Ramakrishnaiah, C.R., C. Sadashivalah & G. Ranganna. 2009. Assessment of water quality index for groundwater in Tumkur Taluk, Karnataka State. *Indian J. Chem.* **6**: 523—530.

61. Rani, N., R.K. Sinha, K. Prasad & D.K. Kedia. 2011. Assessment of temporal variation in water quality of some important rivers in middle Gangetic plains, India. *Environ. Monit. Assess.* **174**: 401—415.
62. Selvam, S., G. Manimaran, P. Sivasubramanian et al. 2014. GIS-based evaluation of water quality index of groundwater resources around Tuticorin coastal city, South India. *Environ. Earth Sci.* **71**: 2847—2867.
63. Sharma, R.C., R. Arambam & R. Sharma. 2009. Surveying macroinvertebrate diversity in Tons River, Doon Valley, India. *Environmentalist* **29**: 241—254.
64. Sharma, A.K., A.K. Sharma, M. Sharma & M. Sharma. 2022. Assessment of land use change and climate change impact on biodiversity and environment. In: *Environmental pollution and natural resource management*. /Ed. by K.D. Bahukhandi, N. Kamboj & V. Kamboj. Springer Proceedings in Earth and Environmental Sciences. Springer.
65. Sharma, R.C., N. Singh & A.P. Chauhan. 2016. The influence of physico-chemical parameters on phytoplankton distribution in a head water stream of Garhwal Himalayas: A case study. *Egypt. J. Aquat. Res.* **42**: 11—21.
66. Sharma, S. & Y.K. Walia. 2016. Physicochemical and biological assessment of river Beas water during monsoon season in Himachal Pradesh, India. *Pollut. Res.* **35**(4): 713—721.
67. Singh, S., A. Bhardwaj & V.K. Verma. 2020. Remote sensing and GIS based analysis of temporal land use/land cover and water quality changes in Harike wetland ecosystem, Punjab, India. *J. Environ. Manage.* **262**: 110355.
68. Singh, M.R. & A. Gupta. 2016. *Water pollution-sources, effects and control*. Centre for Biodiversity, Department of Botany, Nagaland University, Meriema, Nagaland, India. Pp. 1—17.
69. Smitha, P.G., K. Byrappa & S.N. Ramaswamy. 2007. Physico-chemical characteristics of water samples of Bantwal Taluk, South-Western Karnataka, India. *J. Environ. Biol.* **28**: 591—595.
70. Talwar, P.K. & A.G. Jhingran. 1991. *Inland fishes of India and adjacent countries*. Published by Oxford and IBH Publishing Co. Pvt. Ltd. New Delhi. Vol. 1 & 2.
71. Uddin, M.G., M. Moniruzzaman, M.A. Quader & M.A. Hasan. 2018. Spatial variability in the distribution of trace metals in groundwater around the Rooppur nuclear power plant in Ishwardi, Bangladesh. *Groundw. Sustain. Dev.* **7**: 220—231.
72. Uddin, M.G., S. Nash & A.I. Olbert. 2021. A review of water quality index models and their use for assessing surface water quality. *Ecol. Indic.* **122**: 107218.
73. *US Public Health Service Drinking Water Standards, US Department of Health, Education, and Welfare*. 1962. Washington, DC: Public Health Service, United States Government Printing Office. 25 p.
74. Venkatramanan, S., S.Y. Chung, T. Ramkumar et al. 2016. Assessment of groundwater quality using GIS and CCME WQI techniques: a case study of Thiruthuraipoondi city in Cauvery deltaic region, Tamil Nadu, India. *Desalin. Water Treat.* **57**(26): 12058—12073.
75. Verma, P., P.K. Singh, R.R. Sinha & A.K. Tiwari. 2020. Assessment of groundwater quality status by using water quality index (WQI) and geographic information system (GIS) approaches: a case study of the Bokaro district, India. *Appl. Water Sci.* **10**: 1—16.
76. Wagh, V.M., D.B. Panaskar, A.A. Muley & S.V. Mukate. 2017. Groundwater suitability evaluation by CCME WQI model for Kadava River basin, Nashik, Maharashtra, India. *Model. Earth Syst. Environ.* **3**: 557—565.
77. Wang, X., J. Han, L. Xu & Q. Zhang. 2010. Spatial and seasonal variations of the contamination within water body of the Grand Canal, China. *Environ. Pollut.* **158**: 1513—1520.
78. Wetzel, G.W. 2001. *Limnology: lake and river ecosystems*. New York, Academic Press. Pp. 15—42.
79. *WHO. Guidelines for drinking water quality*. World Health Organization. 2011. 3rd edit. Vol 1. Recommendations. Switzerland, Geneva. 515 p.

80. Yan, F., D. Qiao, B. Qian et al. 2016. Improvement of CCME WQI using grey relational method. *J. Hydrol.* **543**: 316—323.
81. Yan, Y., H. Shan, C. Ling et al. 2010. Spatial and temporal variation of fish assemblages in a subtropical small stream of the Huangshan Mountain. *Curr. Zool.* **56**(6): 670—677.

Надійшла 27.07.2024

S. Sharma, Dr. Sci. (Biol.),
Department of Biosciences, Himachal Pradesh University,
Shimla-171005, India

H.S. Banyal, Dr. Sci. (Biol.),
Department of Biosciences, Himachal Pradesh University,
Shimla-171005, India
e-mail: dr.harinderbanyal@gmail.com

STUDIES ON SPATIAL AND SEASONAL VARIATION OF WATER QUALITY AND
FISH SPECIES DIVERSITY IN THE MAN STREAM, SHIVALIK, HIMALAYAS,
INDIA USING THE ARCGIS MAPPING SYSTEM

The present study assesses water quality of the Man stream, a significant tributary of the Beas River in Shivalik, Himalayas, Himachal Pradesh, by analyzing environmental variables, Water Quality Index (WQI) and fish species distribution using the Geographical Information System (GIS). Water samples were collected from two sites (upstream and downstream), over a year and various physiochemical parameters were analyzed. The study utilized the Canadian Council of Ministers of Environment — Water Quality Index (CCME-WQI) to evaluate water quality, depicting «fair» to «marginal» water quality status. Pearson's correlation coefficient was used to assess the correlation between physiochemical parameters. A total of 23 fish species belonging to 6 orders and 9 families was reported, with Cypriniformes being the dominant order. Diversity indices revealed seasonal variations in fish communities, with the highest dominance index during monsoon and the Simpson and Shannon indices lowest during monsoon and nearly the same during pre-monsoon and post-monsoon with insignificant fluctuations. This comprehensive assessment provides valuable insights for fishery management and sustainable development in the region.

Keywords: fish fauna, diversity, water quality, the Canadian Council of Ministers of Environment — Water Quality Index (CCME-WQI), the Geographical Information System (ArcGIS), Shivalik, Himalayas.

ЕКОЛОГІЧНА ФІЗІОЛОГІЯ І БІОХІМІЯ ВОДНИХ РОСЛИН

УДК 574.583 (28) + 581.526.325

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

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

ФІТОЕПІФІТОН *CERATOPHYLLUM DEMERSUM* L. ТА ЙОГО ПІГМЕНТНІ ХАРАКТЕРИСТИКИ У ВОДОЙМАХ НАЦІОНАЛЬНОГО ПРИРОДНОГО ПАРКУ «ГОЛОСІЇВСЬКИЙ» (УКРАЇНА)

За матеріалами досліджень водойм Національного природного парку (НПП) «Голосіївський» у 2022 та 2023 рр. наведено дані щодо вмісту фотосинтетичних пігментів (хлорофілу *a*, *b*, *c* і каротиноїдів) в епіфітоні *Ceratophyllum demersum* L., а також проаналізовано спектральні пігментні індекси епіфітних водоростей. Виявлено, що епіфітон *C. demersum* у вегетаційні сезони 2022—2023 рр. відрізнявся за кількістю фотосинтетичних пігментів. У червні, липні та жовтні найбільші середні концентрації хлорофілу *a* та хлорофілу *c* в обростанні *C. demersum* було зареєстровано у 2022 р., тоді як середній вміст хлорофілу *b* у зазначені місяці був вищим у 2023 р. Показано, що сезонні зміни вмісту хлорофілів та каротиноїдів загалом характеризувалися його більшими значеннями в літній період та помітним зменшенням восени. Вміст хлорофілу *a* та каротиноїдів в обростанні *C. demersum* корелює з біомасою фітоепіфітону і пов'язаний з його структурою.

Ключові слова: *Ceratophyllum demersum* L., фітоепіфітон, фотосинтетичні пігменти, спектральні пігментні індекси, водойми НПП «Голосіївський».

Для оцінки стану водних екосистем традиційно використовують низку гідробіологічних показників. Досить широко вживаним показником при цьому є вміст фотосинтетичного пігменту — хлорофілу *a*, який віддзеркалює інтенсивність перебігу процесів новоутворення органічних речовин у водоймах та їхню трофічність.

Значення пігментних характеристик для визначення стану водойм обумовлено як унікальною безпосередньою участю рослинних пігментів

Ц и т у в а н н я: Медведь В.О., Харченко Г.В. Фітоепіфітон *Ceratophyllum demersum* L. та його пігментні характеристики у водоймах Національного природного парку «Голосіївський» (Україна). *Гідробіол. журн.* 2025. Т. 61, № 2. С. 68—86.

в процесі фотосинтезу, так і індикацією різних сторін структурно-функціональної організації водних екосистем, до яких належать просторові та сезонні зміни рослинних угруповань, співвідношення продукційно-деструкційних процесів, інтенсивність евтрофування та формування якості води [14, 23, 31, 35—38].

Рослинні пігменти чутливо реагують на зміну умов довкілля і можуть бути надійними індикаторами екологічного стану водойм [22, 35—37, 42, 43].

Водорості обростань макрофітів, або епіфітон, є одним з важливих продуцентів органічної речовини на мілководних ділянках водосховищ [19]. Його внесок у сумарну первинну продукцію коливається в широких межах і може досягати значних величин [8, 13, 26].

Водорості епіфітону, що розвиваються в обростанні макрофітів різних екологічних груп і ведуть прикріплений спосіб життя, віддзеркалюють поточний стан водного середовища і тому широко використовуються для біоіндикації стану різнотипних водойм [9, 30, 33].

На сьогодні в літературі наявні численні дані відносно фітоепіфітону малих водойм м. Києва [28, 29, 32, 41]. Проте серед них відсутні відомості щодо вмісту фотосинтетичних пігментів та їхнього взаємозв'язку з кількісними характеристиками водоростей, які розвиваються в обростанні вищих водних рослин зазначеного об'єкту природно-заповідного фонду.

Метою даної роботи було визначення вмісту фотосинтетичних пігментів (хлорофілу *a*, *b*, *c* і каротиноїдів) в фітоепіфітоні *Ceratophyllum demersum* L. та оцінка спектральних пігментних індексів водоростей епіфітону протягом вегетаційного періоду.

Матеріал і методика досліджень

Дослідження проводили в червні, липні та жовтні 2022 і 2023 рр. на водоймах НПП «Голосіївський». Проби обростань відбирали із зануреної вищої водної рослини *Ceratophyllum demersum* L. у Горіховатському ставку № 4 (нумерацію ставків подано згідно [4]).

Відбір фітоепіфітону здійснювали з використанням загальноприйнятих у практиці гідробіологічних досліджень методів [15, 24]. З кожної рослини відбирали зразки обростання, змиваючи його спеціальною щіточкою у посудину об'ємом 100 см³. Одну частину проб (об'ємом 50 см³) використовували для оцінки вмісту фотосинтетичних пігментів (її фільтрували через мембранні фільтри Синпор 0,85 мкм), а іншу (об'ємом 50 см³) — фіксували 40 %-вим розчином формальдегіду для подальшого камерального опрацювання.

Чисельність фітоепіфітону визначали за допомогою камери Нажотта (0,02 см³), а біомасу встановлювали стереометричним методом [24]. Чисельність (*N*) та біомасу (*B*) водоростей епіфітону розраховували на 1 г повітряно-сухої маси рослини-субстрату і виражали відповідно у млн. кл/г і в мг/г. Латинські назви водоростей наведено відповідно до [18].

Домінуючими вважали ті види, частка яких становила не менше 10 % кількості клітин або біомаси фітоепіфітону у кожній відібраній пробі. Частоту трапляння водоростей визначали як відношення кількості проб, в яких даний вид був знайдений, до загальної кількості опрацьованих проб. Видовий склад епіфітних водоростей порівнювали за допомогою коефіцієнта флористичної подібності Серенсена (КФП) [3].

Вміст фотосинтетичних пігментів хлорофілу *a*, *b*, *c* та каротиноїдів в епіфітоні визначали стандартним спектрофотометричним методом з використанням відповідних рівнянь [27, 40] і розраховували на 1 г повітряно-сухої маси рослини-субстрату та виражали відповідно у мкг/г і в мкгSPU/г.

Відносну частку кожного пігменту ($C_{\text{хл } a}$, %, $C_{\text{хл } b}$, %, $C_{\text{хл } c}$, %) розраховували виходячи із загальної кількості зелених пігментів та вмісту хлорофілів *a*, *b* і *c* у кожній пробі епіфітону. Паралельно обчислювали внесок (%) кожного відділу водоростей у загальну біомасу фітоепіфітону.

Вміст продуктів розпаду хлорофілу *a* (феопігментів) оцінювали за допомогою рівнянь Лоренцена [34] згідно відповідних методик [5]. Їхню частку ($C_{\text{фео } a}$, %) розраховували від суми з «чистим» хлорофілом *a* в кожній пробі епіфітону. Відносний вміст хлорофілу *a* ($C_{\text{хл } a}/B$) $\times 100$ розраховували з використанням значень біомаси фітоепіфітону та вмісту хлорофілу *a* в кожній пробі епіфітону.

Для отримання узагальнюючих характеристик результатів досліджень обчислювали їхні середні значення ($\bar{x}$) і стандартну похибку (SE) та виражали як $\bar{x} \pm \text{SE}$. Статистичне опрацювання отриманих даних проведено за допомогою програми MS Excel 2010. Спрямованість зв'язку (позитивний, негативний) між спектральними пігментними характеристиками фітоепіфітону та часткою певного відділу водоростей у їхній загальній біомасі оцінювали за допомогою кореляційного аналізу [10].

Результати досліджень та їх обговорення

Характеристика епіфітону. Сезонну динаміку епіфітних водоростей на занурених макрофітах досліджували на прикладі куширу зануреного — *Ceratophyllum demersum* L. В обростанні *C. demersum* протягом вегетаційного періоду 2022 і 2023 рр. було знайдено 54 види водоростей із шести відділів: Cyanoprokaryota (2), Chlorophyta (12), Bacillariophyta (32), Dinophyta (2), Euglenophyta (4) і Streptophyta (2). Найбільшу кількість видів (45) виявлено в липні, а найменшу (27) — в жовтні. Середня кількість видів у вегетаційний період 2022 р. становила 20, а у 2023 р. — 18 (табл. 1).

Максимальну кількість видів водоростей епіфітону в 2022 р. зареєстровано у червні (25), а в 2023 р. — у липні (24). Найменшу кількість видів (12 та 15) відмічено відповідно у жовтні 2023 і 2022 рр. Подібну закономірність щодо зменшення кількості видів водоростей восени спостерігали й інші дослідники [23].

Аналіз отриманих даних щодо видової структури фітоепіфітону *C. demersum* у вегетаційний період 2022 і 2023 рр. показав, що основу його

видового багатства (41,2—88,9 % загальної кількості знайдених видів) складали Bacillariophyta (32), тоді як частка водоростей інших відділів була значно меншою: Chlorophyta (12) — 5,3—41,2 %, Euglenophyta (4) — 5,3—11,8 %. Внесок видів з інших відділів у загальну кількість видів знаходився у межах 3,8—5,9 %.

Представників Bacillariophyta виявлено в усіх (12) відібраних зразках обростань *C. demersum*, Chlorophyta — в десяти; види з інших відділів водоростей траплялись рідше: Euglenophyta — у п'яти зразках, Streptophyta — у чотирьох, а Dinophyta — у трьох.

Найбільшою частотою трапляння (92—100 %) характеризувалися такі види, як *Cocconeis placentula* Ehrenb., *Gomphonema truncatum* Ehrenb., *Melosira varians* C. Agardh, дещо нижчою (69—77 %) — *Cymbella cistula* (Hemp) Grunow, *Cymbella tumida* (Bréb.) van Heurck, *Encyonema caespitosum* Kütz., *Gomphonema acuminatum* Ehrenb. var. *coronatum* (Ehrenb.) Rabenh., *Gomphonema augur* Ehrenb., *Tabellaria fenestrata* (Lyngb.) Kütz., *Navicula tripunctata* (O. Müll.) Bory та *Synedra ulna* (Nitzsch) Ehrenb.

Видовий склад фітоепіфітону у вегетаційні періоди 2022 та 2023 рр. був досить подібний (значення КФП становили 62,7—75,0 %) (табл. 2). При цьому найбільшою подібністю характеризувався видовий склад Bacillariophyta (КФП = 72,2—78,9 %). Домінуючий комплекс був найбільш подібним в літній період (КФП = 66,7 %) (див. табл. 2).

Таблиця 1

Кількісні показники фітоепіфітону в обростанні *Ceratophyllum demersum*

Дати відбору проб	Кількість видів, од.	Чисельність, млн. кл/г	Біомаса, мг/г
07.06.2022 р.	19–25	9,761–17,935	37,46–78,55
	*22±2,68	*13,848±2,89	*58,01±14,53
18.07.2022 р.	18–22	3,987–4,714	1,192–16,68
	*20±2,16	*4,398±0,36	*14,30±1,73
11.10.2022 р.	15–18	5,060–7,648	22,63–33,33
	*17±1,22	*6,353±0,92	*27,98±3,78
Загалом за 2022 р.	15–25	3,987–17,935	1,192–78,56
	**20±2,16	**8,200±3,48	**33,43±15,74
06.06.2023 р.	17–19	1,407–2,967	3,79–7,10
	*18±2,86	*2,187±0,56	*5,44±1,20
31.07.2023 р.	17–24	9,724–13,296	13,95–23,24
	*20±3,63	*11,510±1,27	*18,59±3,29
17.10.2023 р.	12–18	0,306–0,416	0,57–0,73
	*15±3,56	*0,361±0,04	*0,65±0,06
Загалом за 2023 р.	12–24	0,306–13,296	0,57–23,24
	**18±2,16	**4,686±4,27	**8,23±6,61

Примітка. Над рискою — граничні величини; під рискою — середні значення: * при $n = 2$; ** при $n = 6$.

Таблиця 2

Коефіцієнти флористичної подібності (%) видового складу водоростей епіфітону *Ceratophyllum demersum* в різні сезони 2022 і 2023 рр.

Відділи	Весна	Літо	Осінь
Bacillariophyta	78,9	72,2	76,5
Chlorophyta	28,6	22,2	66,7
Загалом	65,4	62,7	75,0
Домінуючий комплекс	50,0	66,7	50,0

Фітоепіфітон *C. demersum* також помітно відрізнявся і за кількісними показниками його розвитку у різні роки досліджень (див. табл. 1). Так, чисельність водоростей епіфітону у вегетаційний період 2022 і 2023 рр. змінювалась від 0,306 до 17,935 млн. кл/г, а біомаса — від 0,57 до 78,56 мг/г. Найменші величини зазначених показників відмічено у жовтні 2023 р., а найбільші — у червні 2022 р.

За чисельністю та біомасою, як і за кількістю видів, переважали діатомові водорості (рис. 1). Їхній внесок у загальну кількість клітин і біомасу в середньому становив 74,6 і 88,3 %, тоді як відповідні частки інших відділів водоростей були значно меншими: зелених — 12,0 і 3,2 %, синьозелених — 27,5 і 1,2 %, динофітових — 1,4 і 11,6 %, стрептофітових — 0,5 і 0,8 %, а евгленофітових — 0,9 і 0,6 %.

Отримані дані також свідчать про те, що фітоепіфітон *C. demersum* у різні місяці та різні роки досліджень помітно відрізнявся за кількісними показниками (див. табл. 1). Виявлені особливості у характері змін кількісних показників розвитку водоростей в обростанні *C. demersum*, найімовірніше, зумовлені різними умовами навколишнього середовища. Так, протягом вегетаційних сезонів 2022 та 2023 рр. чисельність водоростей змінювалась, відповідно від 3,987 до 17,935 та від 0,306 до 13,296 млн. кл/г, а біомаса — від 11,92 до 78,55 та від 0,57 до 23,24 мг/г. Середні значення кількісних показників розвитку водоростей епіфітону у 2022 р. були помітно вищими, ніж у 2023 р. (див. табл. 1). Так, зокрема, середня чисельність фітоепіфітону у 2022 р. становила 8,200 млн. кл/г, біомаса — 33,43 мг/г, кількість видів — 20, тоді як у 2023 р. — відповідно 4,686 млн. кл/г, 8,23 мг/г та 18.

Найбільші кількісні показники розвитку водоростей в обростанні *C. demersum* зареєстровано у червні 2022 р., коли чисельність водоростей епіфітону досягала 17,935 млн. кл/г, а біомаса — 78,55 мг/г (див. табл. 1).

Загалом можна вважати, що в 2022 р. умови для розвитку водоростей були більш сприятливими, ніж у 2023 р.

За чисельністю та біомасою, як і за кількістю видів, у вегетаційні періоди 2022 та 2023 рр. переважали діатомові водорості (див. рис. 1). Їхній внесок у загальну кількість клітин і біомасу в середньому становив

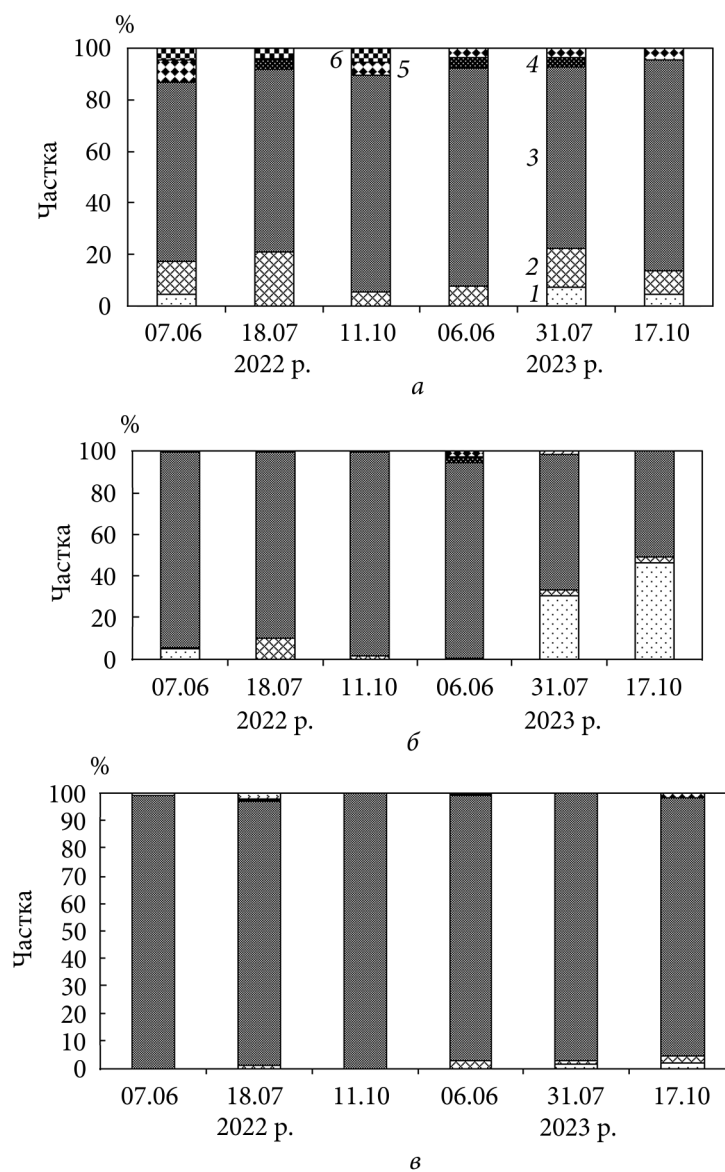


Рис. 1. Структура видового багатства (а), чисельності (б) та біомаси (в) фітоепіфітону *Ceratophyllum demersum*: 1 — Цянопрокаріота; 2 — Chlorophyta; 3 — Bacillariophyta; 4 — Dinophyta; 5 — Euglenophyta; 6 — Streptophyta

93,7 і 98,0 % у 2022 р. та 69,9 і 94,9 % — у 2023 р. Відповідні частки зелених водоростей становили 4,3 і 0,4 % та 2,2 і 2,2 %, стрептофітових — 0,03 і 1,0 % та 1,8 і 0,1 %, евгленових — 0,9 і 0,1 % та 1,1 і 11,8 %, динофітових — 0,3 і 1,2 % та 1,6 і 0,3 % і синьозелених — 0,2 і 0,1 та 2,8 і 1,2 %.

До складу домінуючого комплексу фітоепіфітону у досліджувані місяці 2022 і 2023 рр. входило вісім видів Bacillariophyta. Серед них у 2022 р. переважала *Melosira varians*. Частота її домінування досягала 100 %, а вне-

сок в загальну біомасу знаходився в межах 45,9—77,2 %. До складу домінуючого комплексу епіфітону *C. demersum* також входили *Tabellaria fenestrata* та *Cocconeis placentula*. Частота їхнього домінування була дещо нижчою — відповідно 67 та 33 %, а внесок у загальну біомасу становив 10,9—18,1 % та 5,4—11,9 %.

У 2023 р. в фітоепіфітоні *C. demersum* переважали *Melosira varians* і *Cocconeis placentula*. Частота їхнього домінування досягала 100 %, а внесок у загальну біомасу коливався відповідно від 13,0 до 77,2 % та від 21,1 до 61,9 %. До складу домінуючого комплексу також входили *Synedra ulna* і *Cymbella tumida*. Частота їхнього домінування була дещо нижчою: *S. ulna* — 55 %, *C. tumida* — 33 %, а їхній внесок у загальну біомасу знаходився в межах 18,7—23,5 % та 14,4—14,6 %, відповідно.

Порівняння домінуючого комплексу епіфітону *C. demersum* у 2022 та 2023 рр. показало, що він помітно відрізнявся в різні роки. Так, *Melosira varians* була серед домінантів як у 2022 р., так і у 2023 р. (у червні, липні та жовтні), тоді як *Tabellaria fenestrata* домінувала лише у 2022 р. (у червні, липні та жовтні), *Cocconeis placentula* — у червні і липні 2022 р. та у червні, липні та жовтні 2023 р., *Cymbella tumida* — у липні 2023 р., а *Synedra ulna* — у липні та жовтні 2023 р.

Відмінності у розвитку водоростей епіфітону у вегетаційні періоди 2022 і 2023 рр., ймовірно, обумовлені перш за все різною температурою води у період відбору обростань та різним вмістом біогенних елементів.

Характеристика пігментного складу фітоепіфітону. Вміст основного фотосинтетичного пігменту хлорофілу *a* в обростанні *C. demersum* протягом періоду спостережень (2022 і 2023 рр.) коливався у широких межах: від 7,87 до 90,43 мкг/г (табл. 3). У різні роки досліджень вміст пігменту в епіфітоні помітно відрізнявся, при цьому він укладався у відомі для прісноводних водойм межі [39]. Ймовірно, що висока варіабельність концентрації хлорофілу в епіфітоні обумовлена коливаннями умов навколишнього середовища. Підтвердженням цього можуть бути дані, отримані іншими дослідниками [16, 17] як для фітопланктону водойм, так і для епіфітону [23].

Відомо, що концентрація хлорофілу зазнає сезонних змін [23]. Отримані результати засвідчили, що характер цих змін у роки наших досліджень відрізнявся певною своєрідністю. Так, у 2022 р. найбільша середня кількість хлорофілу *a* спостерігалась у червні, а у 2023 р. — у липні. З настанням осені вміст хлорофілу в епіфітоні *C. demersum* зменшувався (див. табл. 3). Аналогічні результати були отримані й іншими дослідниками [20].

У вегетаційний період 2022 р. вміст основного фотосинтетичного пігменту в епіфітоні *C. demersum* був помітно вищим порівняно з 2023 р. Так, наприклад, у 2022 р. вміст хлорофілу *a* в обростанні варіював від 29,62 до 90,43 мкг/г, тоді як у 2023 р. — від 7,87 до 47,12 мкг/г при середніх його значеннях відповідно 61,25 мкг/г та 28,60 мкг/г. Отримані нами дані

узгоджуються з кількісними показниками розвитку фітоепіфітону (див. табл. 1).

Відомо, що висока варіабельність вмісту хлорофілу *a* свідчить про сприятливі умови для розвитку водоростей [23]. Проведений аналіз отриманих нами даних дозволяє зробити висновок, що у 2022 р. умови для розвитку водоростей в обростанні *C. demersum* були більш сприятливими, ніж у 2023 р. На це вказує ширший діапазон змін концентрації зеленого пігменту у 2022 р. порівняно з 2023 р.

Вважається, що пігментний апарат фітопланктону більш чутливий до умов зовнішнього середовища, ніж його біомаса [23], що вказує на перевагу пігментів як індикаторів змін цих умов. Підтвердженням зазначеного є більш висока порівняно з біомасою варіабельність концентрації хлорофілу *a*. Тому було цікаво співставити дані по біомасі епіфітону та вмісту в ньому хлорофілу *a*.

Проведений аналіз дозволив зробити певний висновок щодо того, що для епіфітону, на відміну від фітопланктону, ймовірно, характерна однакова чутливість як пігментного апарату, так і кількісного розвитку водоростей в обростанні макрофітів до змін умов навколишнього середовища. Зокрема, межі коливань вмісту хлорофілу *a* та величини біомаси водоростей епіфітону були досить широкими: вони змінювались, відповідно, від 7,87 до 90,43 мкг/г (див. табл. 3) та від 0,57 до 78,55 мг/г (див.

Таблиця 3

Вміст фотосинтетичних пігментів в епіфітоні *Ceratophyllum demersum*

Дати відбору проб	$C_{\text{хл } a}$, мкг/г	$C_{\text{хл } b}$, мкг/г	$C_{\text{хл } c}$, мкг/г	$C_{\text{кар}}$, мкгSPU/г
07.06.2022 р.	52,5–90,43 *73,54±11,08	2,20–2,86 2,57±0,20	12,87–21,69 17,57±2,56	46,99–82,39 65,86±10,26
18.07.2022 р.	52,88–80,68 *67,02±8,44	1,05–1,36 1,26±0,10	18,53–22,79 20,51±1,34	54,23–80,28 66,59±8,15
11.10.2022 р.	29,62–63,12 *43,19±9,40	0,40–4,87 2,45±0,71	12,27–27,32 20,42±3,98	28,44–55,11 39,74±7,38
Загалом за 2022 р.	29,62–90,43 ** 61,25±13,44	0,40–4,35 2,09±0,77	12,27–27,32 19,73±3,15	28,44–82,39 57,40±12,38
06.06.2023 р.	7,87–10,26 *9,30±0,82	0,41–1,18 0,82±0,23	3,55–5,01 4,32±0,54	8,99–12,19 10,68±1,11
31.07.2023 р.	42,70–47,12 *45,30±1,39	1,79–2,84 2,22±0,50	12,97–14,17 13,73±0,59	44,53–47,58 46,13±0,89
17.10.2023 р.	23,09–38,99 *31,19±5,24	3,51–5,77 4,12±0,78	11,95–15,81 14,01±1,14	25,48–37,52 30,99±4,01
Загалом за 2023 р.	7,87–47,12 ** 28,60±11,31	0,41–5,77 2,39±1,10	3,55–15,81 10,69±3,40	8,99–47,58 29,27±10,95

Примітка. Над рискою — граничні величини; під рискою — середні значення: * при $n = 4$, ** при $n = 12$.

табл. 1). На наш погляд, це зумовлено тим, що водорості епіфітону ведуть прикріплений спосіб існування і тому є чутливішими індикаторами стану водного середовища, ніж планктонні водорості.

Оцінюючи середній вміст додаткового пігменту хлорофілу *b* в обростанні *C. demersum*, варто зазначити, що він був практично однаковим — 2,09 і 2,39 мкг/г відповідно у 2022 та 2023 рр. (див. табл. 3).

Щодо вмісту додаткового пігменту хлорофілу *c* в обростанні *C. demersum*, то як і для хлорофілу *a*, він був вищим у 2022 р. порівняно з 2023 р. (див. табл. 3). Так, середні значення вмісту хлорофілу *c* в епіфітоні у 2022 р. становили 17,57, 20,51 і 20,42 мкг/г відповідно у червні, липні та жовтні, тоді як у 2023 р. в ті ж місяці вони дорівнювали 4,32, 13,73 і 14,01 мкг/г.

Найвищий вміст хлорофілу *b* та *c* (за середніми величинами) у 2023 р. спостерігався у жовтні (відповідно 4,12 та 14,01 мкг/г). У 2022 р. найвищу середню кількість хлорофілу *b* зареєстровано у червні (2,57 мкг/г), а хлорофілу *c* — у липні (20,51 мкг/г). Отримані дані узгоджуються зі структурою фітоепіфітону *C. demersum* у різні роки нашого дослідження (див. рис. 1).

Загальна кількість зелених пігментів ($C_{\text{хл } a+b+c}$) в обростанні *C. demersum* (табл. 4), як і хлорофілу *a* (див. табл. 3), була вищою у 2022 р. Вона змінювалась від 44,54 до 114,98 мкг/г та від 11,82 до 63,43 мкг/г відповідно у 2022 і 2023 рр. Максимальні значення загальної кількості зелених пігментів, як і хлорофілу *a*, у 2022 р. було виявлено в червні, а у 2023 р. — у липні. Склад зелених пігментів в усіх відібраних зразках обростань *C. demersum* був подібним — у їхньому фонді переважав $C_{\text{хл } a}$. Його відносний вміст у 2022 і 2023 рр. змінювався від 62,9 до 78,5 %.

Найбільше середнє значення $C_{\text{хл } a}$ в епіфітоні зареєстровано у 2022 р., коли воно становило 73,04, проти 67,01 % у 2023 р. (див. табл. 4). Середнє значення $C_{\text{хл } b}$ становило 2,61 і 5,96 %, а $C_{\text{хл } c}$ — 24,36 і 27,03 % відповідно у 2022 та 2023 рр. Отже, найвищими величинами відносного вмісту хлорофілу *b* та *c* характеризувався епіфітон у 2023 р.

У результаті проведених досліджень було виявлено, що кількість каротиноїдів в епіфітоні, як і хлорофілу *a*, змінювалась в досить широких межах — від 8,99 до 82,39 мкгSPU/г (див. табл. 3). При цьому обростання *C. demersum* у різні місяці та роки дослідження помітно відрізнялися за концентрацією жовтих пігментів. Так, у 2022 р. їхній вміст знаходився в межах 28,44—82,39 мкг SPU/г, а у 2023 р. — коливався від 8,99 до 47,58 мкгSPU/г. В цілому, він був найбільшим у 2022 р.: так, середній вміст жовтих пігментів у 2022 р. становив 57,40, а у 2023 р. — 29,27 мкгSPU/г (див. табл. 3). Максимальну середню кількість зазначених пігментів зареєстровано у липні (66,59 і 46,13 мкгSPU/г відповідно у 2022 та 2023 рр.).

Варто зазначити, що максимумами і мінімумами вмісту каротиноїдів в обростанні *C. demersum* співпадали з мінімумами та максимумами вмісту хлорофілу *a* (див. табл. 3, рис. 2). Це свідчить про те, що між кількістю пігментів в епіфітоні, як і в планктоні [14], існує прямий зв'язок. Підтвердженням цього є достовірна позитивна залежність ($r = 0,99$ при $n = 12$,

$p \leq 0,05$ відповідно у 2022 і 2023 рр.). Разом з тим мінімальні й максимальні величини зазначених показників в основному співпадали з найбільшими і найменшими значеннями біомаси (див. рис. 2). Це спостерігали і в інших дослідженнях [23, 35—37, 39].

Достовірну позитивну залежність встановлено також між загальною біомасою епіфітону і вмістом хлорофілу *a* та каротиноїдів (для хлорофілу *a* — $r = 0,64$, для каротиноїдів — $r = 0,59$ при $n = 12$, $p \leq 0,05$).

На наш погляд, дисбаланс між концентрацією основного зеленого пігменту та біомасою, з одного боку, міг бути обумовлений зменшенням його вмісту за рахунок зменшення частки зелених водоростей. Відомо, що саме клітинам зелених водоростей притаманна підвищена кількість хлорофілу *a* порівняно з діатомовими та синьозеленими [6]. Підтвердженням може бути коефіцієнт кореляції ($r = 0,47$) між питомим вмістом хлорофілу *a* та внеском зелених водоростей у біомасу [12]. Для епіфітону *C. demersum* цю особливість для Chlorophyta відображає достовірний позитивний коефіцієнт кореляції ($r = 0,71$ при $n = 12$, $p \leq 0,05$).

З іншого боку, відсутність зв'язку або його низькі значення могли бути зумовлені погіршенням світлових умов розвитку водоростей в обростанні зі збільшенням щільності заростей та інтенсивним розвитком фі-

Таблиця 4
Характеристика складу фотосинтетичних пігментів фітоепіфітону
Ceratophyllum demersum

Дати відбору проб	$C_{\text{хл } a+b+c}$ мкг/г	Відносний вміст хлорофілів, %		
		<i>a</i>	<i>b</i>	<i>c</i>
*07.06.2022 р.	$\frac{67,57-114,98}{93,68 \pm 13,83}$	78,50	2,74	18,76
*18.07.2022 р.	$\frac{73,40-104,83}{88,78 \pm 15,38}$	75,49	1,41	23,10
*11.10.2022 р.	$\frac{44,54-92,16}{66,07 \pm 12,43}$	65,38	3,71	30,91
**Загалом за 2022 р.	$\frac{44,54-114,98}{82,84 \pm 14,67}$	73,04	2,61	24,36
*06.06.2023 р.	$\frac{11,82-16,16}{14,45 \pm 1,45}$	64,40	5,67	29,93
*31.07.2023 р.	$\frac{59,44-63,43}{61,26 \pm 1,32}$	73,79	3,85	22,37
*17.10.2023 р.	$\frac{38,73-58,31}{49,32 \pm 6,06}$	62,98	8,73	28,30
**Загалом за 2023 р.	$\frac{11,82-63,43}{41,68 \pm 15,04}$	67,01	5,96	27,03

П р и м і т к а. Над рискою — граничні величини; під рискою — середні значення:
* при $n = 4$, ** при $n = 12$.

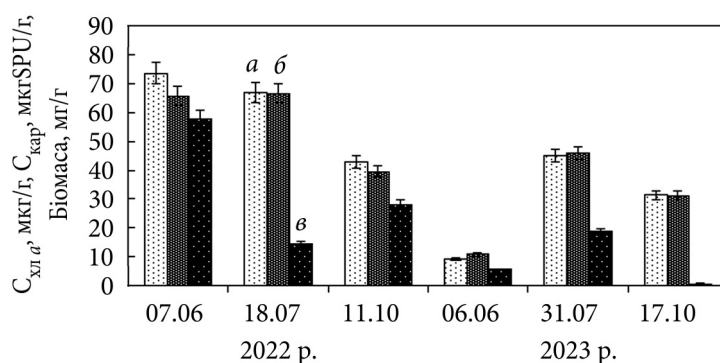


Рис. 2. Вміст хлорофілу а (а) і каротиноїдів (б) в епіфітоні *Ceratophyllum demersum* та його загальна біомаса (в)

топланктону. Імовірно також, що важливе значення мало посилене споживання біогенних елементів фітопланктоном, який інтенсивно розвивається у вегетаційний період та є конкурентом по відношенню до водоростей епіфітону [23].

Побічною характеристикою структури фітоепіфітону може бути відносний вміст хлорофілу а ($C_{\text{хл а}}/B$). Так, величина $C_{\text{хл а}}/B \times 100$ в епіфітоні *C. demersum* змінювалась у широких межах — від 0,8 до 51,5 %. Практично, більшість значень цього показника були в діапазоні 0,8—4,8 % (рис. 3). Його найбільші середні величини (48,0 %) зареєстровано в епіфітоні у жовтні 2023 р., а найнижчі (1,3 %) — у червні 2022 р. Деякі автори [11] зазначають, що найбільші значення $C_{\text{хл а}}/B$ реєструються при домінуванні зелених водоростей, а нижчі — при різному співвідношенні усіх відділів водоростей.

Останнім часом для оцінки фізіологічного стану водоростей використовують співвідношення різних пігментних характеристик [7, 21, 22, 40, 42, 43]. З огляду на це, ми проаналізували зміни деяких з них, а саме:

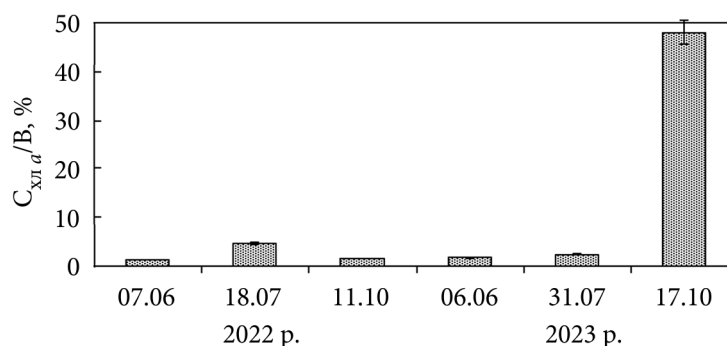


Рис. 3. Співвідношення вмісту хлорофілу а і загальної біомаси епіфітону ($C_{\text{хл а}}/B$) *Ceratophyllum demersum*

$C_{\text{хл } a+b+c}/C_{\text{хл } a}$, $C_{\text{хл } b}/C_{\text{хл } a}$, $C_{\text{хл } c}/C_{\text{хл } a}$, $C_{\text{хл } a}/C_{\text{хл } c}$, $C_{\text{хл } a}/C_{\text{хл } b}$, $C_{\text{кар}}/C_{\text{хл } a}$, $C_{\text{фео } a}$, %, $C_{\text{хл } a}/C_{\text{фео } a}$ та індекси E_{480}/E_{664} і E_{430}/E_{664} .

Отримані результати засвідчили, що у різні роки спостережень пігментні характеристики епіфітону *C. demersum* помітно відрізнялись. Сезонні зміни досліджуваних характеристик були своєрідними, що відмічали й інші дослідники [23].

Так, величини співвідношення $C_{\text{хл } a+b+c}/C_{\text{хл } a}$ у 2022 р. для обростання *C. demersum* в середньому становили 1,3, 1,3 та 1,5, а у 2023 р. — 1,5, 1,4 і 1,6 відповідно у червні, липні та жовтні (рис. 4). Тобто величини цього співвідношення в різні роки спостережень та сезони були $>1,25$, що відповідає нормально функціуючому альгоутгрупованню [2, 36].

У всіх зразках епіфітону в різні сезони і роки спостережень величина співвідношення $C_{\text{хл } b}/C_{\text{хл } a}$ була більшою, ніж $C_{\text{хл } c}/C_{\text{хл } a}$ (див. рис. 4), що опосередковано вказує на перевагу в обростанні представників Bacillariophyta [21, 22, 36]. Зазначене узгоджується також зі структурою фітоепіфітону (див. рис. 1).

Відомо, що зменшення значень співвідношень $C_{\text{хл } a}/C_{\text{хл } b}$ та $C_{\text{хл } a}/C_{\text{хл } c}$ є опосередкованим свідченням зниження фотосинтетичної активності водоростей [25, 36, 37]. Одержані нами дані показали, що величини співвідношення $C_{\text{хл } a}/C_{\text{хл } c}$ в обростанні *C. demersum* у 2022 р. змінювались від 2,2 до 4,2, а $C_{\text{хл } a}/C_{\text{хл } b}$ — від 26,3 до 53,2, тоді як у 2023 р. вони коливались у межах 2,2—3,3 та 8,0—21,1 (рис. 5).

В середньому значення співвідношення $C_{\text{хл } a}/C_{\text{хл } c}$ становили 3,2 і 2,6, а $C_{\text{хл } a}/C_{\text{хл } b}$ — 35,9 і 13,9 відповідно у 2022 та 2023 рр., що вказує на нижчу фотосинтетичну активність водоростей епіфітону у 2023 р. Найменші значення $C_{\text{хл } a}/C_{\text{хл } c}$ зареєстровано в обростанні у жовтні 2022 та 2023 рр., а максимальні — у червні 2022 р. та липні 2023 р., що є свідченням меншої фотосинтетичної активності осіннього епіфітону порівняно з літнім.

Найменші значення $C_{\text{хл } a}/C_{\text{хл } b}$ (8,0) зареєстровано в обростанні *C. demersum* у жовтні 2023 р. (див. рис. 5), що є підтвердженням погіршення фізіологічного стану водоростей епіфітону в осінній період.

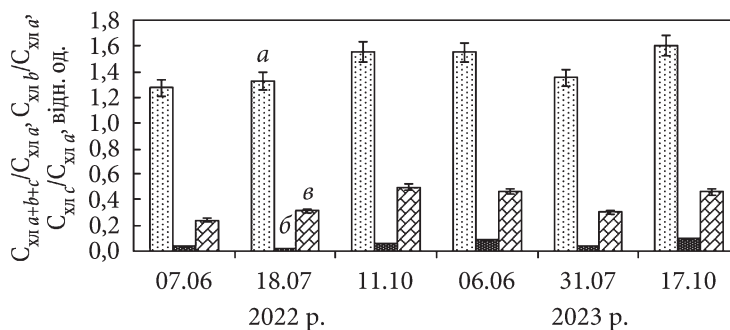


Рис. 4. Співвідношення зелених пігментів в епіфітоні *Ceratophyllum demersum*: а — $C_{\text{хл } a+b+c}/C_{\text{хл } a}$; б — $C_{\text{хл } b}/C_{\text{хл } a}$; в — $C_{\text{хл } c}/C_{\text{хл } a}$

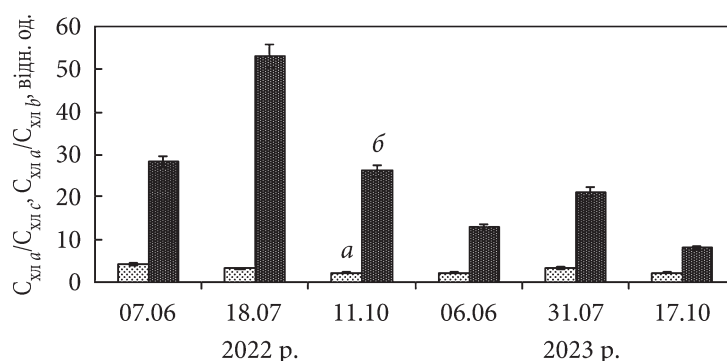


Рис. 5. Співвідношення зелених пігментів в епіфітоні *Ceratophyllum demersum*: *a* — $C_{chl a}/C_{chl e}$; *б* — $C_{chl a}/C_{chl c}$

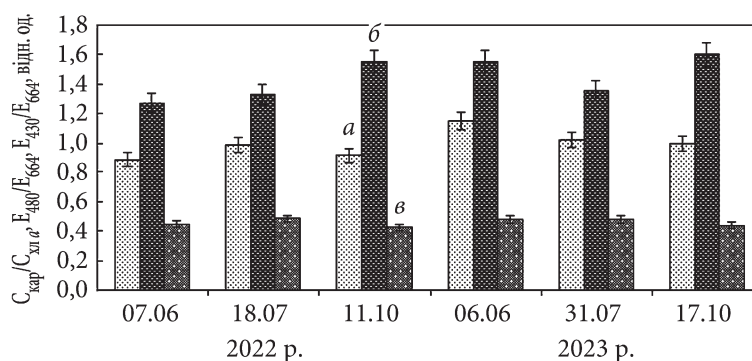


Рис. 6. Співвідношення каротиноїдів і хлорофілу *a* ($C_{кар}/C_{chl a}$) (*a*) та індекси E_{480}/E_{664} (*б*) і E_{430}/E_{664} (*в*) в епіфітоні *Ceratophyllum demersum*

Одними з важливих показників фізіологічного стану водоростей є індекси E_{480}/E_{664} , E_{430}/E_{664} та $C_{кар}/C_{chl a}$ (рис. 6), які характеризують співвідношення вмісту загальних каротиноїдів і хлорофілу *a* [2, 7]. Підвищення значень цих індексів свідчить про погіршення фізіологічного стану клітин водоростей та збільшення їхньої пігментної різноманітності. Величини зазначених показників у 2022 р. були дещо меншими порівняно з 2023 р. Це опосередковано вказує на певне погіршення фізіологічного стану водоростей в обростанні *C. demersum* у 2023 р. порівняно з 2022 р. Так, середні значення індексу E_{430}/E_{664} для обростання *C. demersum* становили 0,4 і 0,5, індексу E_{480}/E_{664} — 1,4 і 1,5, а співвідношення $C_{кар}/C_{chl a}$ — 0,9 і 1,1 відповідно у 2022 та 2023 рр. Аналіз величин зазначених показників у червні, липні та жовтні свідчить, що індекс E_{480}/E_{664} був вищим у жовтні 2022 р. та 2023 р. (відповідно 1,5 і 1,6), індекс E_{430}/E_{664} — у липні 2022 р. та червні 2023 р., а співвідношення $C_{кар}/C_{chl a}$ — у липні 2022 р. та червні 2023 р. (див. рис. 6).

Ще однією характеристикою фізіологічного стану епіфітону є вміст феофігментів (феофітину) та його співвідношення з хлорофілом *a*

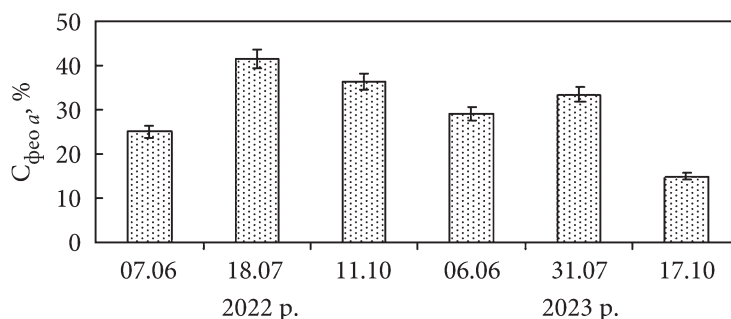


Рис. 7. Вміст феопігментів ($C_{\text{фео } a}, \%$) в епіфітоні *Ceratophyllum demersum*

($C_{\text{хл } a}/C_{\text{фео } a}$): якщо його значення менше одиниці, то це є свідченням відмирання і розкладу клітин водоростей [1]. Ці процеси супроводжуються руйнуванням хлорофілу, втратою йону Mg^{2+} та утворенням феопігментів. Аналіз значень відсоткового вмісту феопігментів ($C_{\text{фео } a}, \%$) показав, що в епіфітоні *C. demersum* він коливався у широких межах — від 14,8 до 41,5 % — і в середньому становив 34,4 та 25,9 % відповідно у 2022 та 2023 рр. (рис. 7). Найбільші концентрації феопігментів зареєстровано у липні (41,5 та 33,6 % відповідно у 2022 і 2023 рр.), тоді як у червні та жовтні вони були помітно нижчими.

Величини співвідношення $C_{\text{хл } a}/C_{\text{фео } a}$ в епіфітоні *C. demersum* були більшими за одиницю і коливались від 1,3 до 1,6 (рис. 8), що характеризує альгоутруповання як «нормально функціонуюче» [1].

Необхідно відмітити, що між співвідношенням $C_{\text{хл } a}/C_{\text{фео } a}$ та відсотковим вмістом феопігментів в обростанні *C. demersum* є достовірна негативна залежність ($r = -0,98$ та $r = -0,97$ при $n = 12$, $p \leq 0,05$ відповідно у 2022 р. та 2023 р.), тобто низьким значенням цього співвідношення відповідає високий відсотковий вміст феопігментів.

Особливість реакції пігментного комплексу епіфітону на різні екологічні умови 2022 та 2023 рр. оцінювали за характером зв'язку хлорофілу

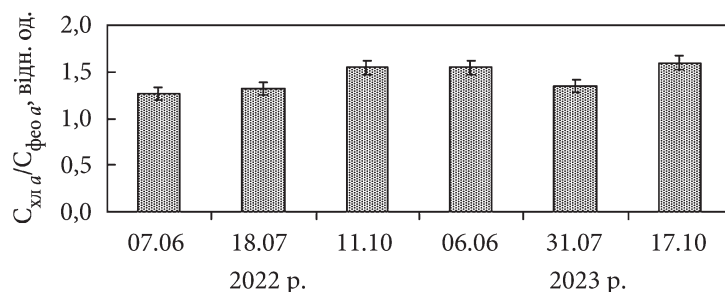


Рис. 8. Співвідношення хлорофілу а і феопігментів ($C_{\text{хл } a}/C_{\text{фео } a}$) в епіфітоні *Ceratophyllum demersum*

Таблиця 5

Коефіцієнти кореляції між вмістом $C_{\text{хл } a}$, мкг/г та іншими пігментними характеристиками епіфітону *Ceratophyllum demersum*

Показники	2022 р.	2023 р.
	$n = 12$	$n = 12$
$C_{\text{хл } b}$, мкг/г	0,04	0,56
$C_{\text{хл } c}$, мкг/г	0,24	0,91
$C_{\text{хл } a+b+c}$, мкг/г	0,99	0,99
$C_{\text{хл } a}$, %	0,91	0,73
$C_{\text{хл } b}$, %	-0,54	-0,27
$C_{\text{хл } c}$, %	-0,91	-0,88
$C_{\text{фео } a}$, мкг/г	0,40	0,73
$C_{\text{фео } a}$, %	-0,34	0,28
E_{480}/E_{464}	-0,91	-0,67

П р и м і т к а. Напівжирним шрифтом виділені коефіцієнти кореляції, достовірні при $p \leq 0,05$.

a з додатковими пігментами b і c , феопігментами, індексом E_{480}/E_{464} (показує співвідношення жовтих і зелених пігментів) (табл. 5).

Реакція пігментного комплексу епіфітону *C. demersum* у досліджувані роки, яку оцінювали за характером зв'язку хлорофілу a з наведеними вище показниками, помітно не відрізнялась, тоді як аналіз значень досліджуваних співвідношень зелених пігментів вказує на нижчу фізіологічну активність водоростей епіфітону у 2023 р. порівняно з 2022 р.

Зв'язок між вмістом хлорофілу a та b виявився слабким як у 2022 р., так і у 2023 р. (див. табл. 5). Водночас між концентрацією хлорофілу a та c зареєстровано достовірний позитивний зв'язок у 2023 р. ($r = 0,91$ при $n = 12$, $p \leq 0,05$). Такий самий тип зв'язку було виявлено і між показниками $C_{\text{хл } a}$ і $C_{\text{хл } a+b+c}$ та $C_{\text{хл } a}$ і $C_{\text{хл } a}$, %, як у 2022 р. так і у 2023 р., між $C_{\text{хл } a}$ і $C_{\text{фео } a}$ — у 2023 р. Разом з тим між $C_{\text{хл } a}$ і $C_{\text{хл } c}$ та між $C_{\text{хл } a}$ і E_{480}/E_{464} встановлено достовірний негативний зв'язок у 2022 р. і у 2023 р.

Висновки

Отримані дані свідчать про те, що фітоепіфітон *C. demersum* у різні місяці та у різні роки досліджень помітно відрізнявся за кількісними показниками. Виявлені особливості у характері змін кількісних показників розвитку водоростевих обростань, наймовірніше, обумовлені температурним режимом водного середовища. В цілому можна вважати, що у 2022 р. умови для розвитку водоростей в обростанні *C. demersum* були більш сприятливими, ніж у 2023 р.

Встановлено, що епіфітон у вегетаційні періоди 2022 і 2023 рр. відрізнявся за кількістю фотосинтетичних пігментів. Так, середній вміст хлорофілу *a* при цьому становив 61,25 і 28,60 мкг/г відповідно у 2022 та 2023 рр., тоді як середній вміст хлорофілу *b* і *c* був значно меншим і становив відповідно 2,09 і 2,39 та 19,73 і 10,69 мкг/г. Сумарний вміст пігментів ($C_{\text{хл } a+b+c}$) в епіфітоні дорівнював 82,84 і 41,68 мкг/г, а каротиноїдів — 57,40 і 29,27 мкгSPU/г відповідно у 2022 та 2023 рр.

Встановлено, що сезонні зміни вмісту хлорофілів та каротиноїдів в епіфітоні загалом характеризувалися більшою кількістю пігментів в літній період та помітним зменшенням їхнього вмісту восени.

Показано, що вміст хлорофілу *a* та каротиноїдів в епіфітоні позитивно корелює з його біомасою.

Доведено, що варіабельність вмісту хлорофілу *a* в обростанні та біомаси епіфітону практично однакова, що вказує про однакову чутливість цих показників до умов зовнішнього середовища.

Показано, що пігментні характеристики фітоепіфітону, а саме $C_{\text{хл } a+b+c}/C_{\text{хл } a}$, $C_{\text{хл } b}/C_{\text{хл } a}$ та $C_{\text{хл } c}/C_{\text{хл } a}$, можуть бути використані для оцінки його таксономічної структури, а співвідношення $C_{\text{хл } a}/C_{\text{хл } b}$, $C_{\text{кар}}/C_{\text{хл } a}$, $C_{\text{фео } a}$, %, $C_{\text{хл } a}/C_{\text{фео } a}$ та індекси E_{480}/E_{664} і E_{430}/E_{664} — для оцінки фізіологічного стану клітин водоростей, що розвиваються в обростанні вищих водних рослин. Аналіз значень досліджуваних співвідношень свідчить про нижчу фізіологічну активність водоростей епіфітону *C. demersum* у 2023 р. порівняно з 2022 р.

Список використаної літератури

1. Бриттон Г. Биохимия природных пигментов. Москва : Мир. 1986. 422 с.
2. Бульон В.В. Первичная продукция и трофическая классификация водоемов. Изучение первичной продукции планктона внутренних водоемов. Санкт-Петербург : Гидрометеиздат, 1993. С. 147—158.
3. Василевич В. И. Статистические методы в геоботанике. Ленинград : Наука, 1969. 232 с.
4. Горбатюк Л.О., Пасічна О.О., Ключенко П.Д. та ін. Вміст забруднювальних речовин та їх потенційна токсичність у водоймах Національного природного парку «Голосіївський». *Гідробіол. журн.* 2024. Т. 60, № 6. С. 71—85
5. ГОСТ 17.1.04.02.90. Вода. Методика спектрофотометрического определения хлорофилла-*a*. Москва : Изд-во стандартов. 1990. 14 с.
6. Елизарова В.А. Содержание фотосинтетических пигментов в фитопланктоне водоемов разного типа : автореф. дис. ... канд. биол. наук. Москва : Изд. Моск. гос. ун-та, 1975. 23 с.
7. Ермолаев В.И. Фитопланктон водоемов бассейна озера Сартлан. Новосибирск : Наука. Сибирское отделение, 1989. 96 с.
8. Жукова А. А. Оценка значимости различных автотрофных компонентов в формировании продуктивности мезотрофного озера : автореф. дис. ... канд. биол. наук. Минск, 2007. 24 с.
9. Журавлева А.А., Юлова Г.А. Альгоэпифитон рдеста блестящего (*Potamogeton lucens* L.) озера Великого (Нижегородская область). Водоросли: проблемы таксономии, экологии и использования в мониторинге : материалы II всерос. конф. (Сыктывкар, 5—9 окт. 2009 г). Сыктывкар: Ин-т биологии Коми НЦ УрШ РАН. 2009. С. 76—78.

10. Зайцев Г.Н. Математическая статистика в экспериментальной ботанике. Москва : Наука. 1984. 423 с.
11. Корнева Л. Г. Формирование фитопланктона водоемов бассейна Волги под влиянием природных и антропогенных факторов : автореф. дис. ... докт. биол. наук. Санкт-Петербург, 2009. 48 с.
12. Ляшенко О.А. Растительные пигменты как показатель биомассы фитопланктона в мелководном эвтрофном озере. *Пробл. регион. экологии*. 2004. № 5. С. 6—14.
13. Макаревич Т.А. Вклад перифитона в суммарную первичную продукцию пресноводных экосистем (обзор). *Вест. Тюмен. гос. ун-та*. 2005. № 5. С. 77—86.
14. Медведь В.А. Влияние азотсодержащих соединений воды на пигментные характеристики фитопланктона : автореф. дис... канд. биол. наук. Киев, 1990. 18 с.
15. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / за ред. В.Д. Романенка. НАН України. Ін-т гідробіології. Київ : Логос, 2006. 408 с.
16. Минеева Н.М. Растительные пигменты в воде волжских водохранилищ. Москва : Наука, 2004. 156 с.
17. Пырина И.Л., Сигарева Л.Е. Содержание пигментов фитопланктона как показатель современного состояния Рыбинского водохранилища. Актуальные проблемы экологии Ярославской области. Ярославль : Яросл. гос. тех. ун-т, 2005. С. 270—274.
18. Разнообразие водорослей Украины / Е.В. Борисова, Л.Н. Бухтиярова, С.П. Вассер и др. *Альгология*. 2000. Т. 10, Спец. выпуск № 4. 309 с.
19. Растительность и бактериальное население Днепра и его водохранилищ / Сиренко Л.А., Корелякова И.Л., Михайленко Л.Е. и др. Киев : Наук. думка, 1989. 232 с.
20. Сигарева Л.Е., Ляшенко О.А. Пигментные характеристики фитопланктона оз. Неро. Современное состояние экосистемы оз. Неро. Рыбинск : Ин-т биологии внутренних вод, 1991. С. 32—53.
21. Сиделев С.И., Бабаназарова О.В. Анализ связей пигментных и структурных характеристик фитопланктона высокоэвтрофного озера. *Журн. Сибир. федерал. ун-та. Биология*. 2008. Т. 2, № 1. С. 162—177.
22. Смольская О.С., Жукова А.А. Спектральные пигментные индексы фитопланктона в разнотипных водных объектах Беларуси. *Журн. Белорус. гос. ун-та. Экология*. 2018. № 1. С. 114—123.
23. Состояние экосистемы озера Неро в начале XXI века / отв. ред. В.И. Лазарева; Ин-т биологии внутр. вод им. И.Д. Папанина РАН. Москва : Наука, 2008. 406 с.
24. Топачевский А.В., Масюк Н.П. Пресноводные водоросли Украинской ССР. Киев : Вища шк., 1984. 336 с.
25. Яворская Н.М., Климин М.А. Содержание фоосинтетических пигментов в водорослях перифитона малых рек заказника «Хехцирский» (Хабаровский край). Чтения памяти В.Я. Леванидова. 2019. Вып. 8. С. 190—197.
26. Hansson L.-A. Factors regulating periphytic algal biomass. *Limnol. Oceanogr.* 1992. Vol. 37. P. 322—328.
27. Jeffrey S.W., Humphrey F.H. New spectrophotometric equations for determining chlorophyll *a*, *b*, *c*₁ and *c*₂ in higher plants, algae and natural phytoplankton. *Biochem. Physiol. Pflanz*. 1975. Bd. 167. P. 171—194.
28. 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.
29. 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.
30. Klochenko P.D., Shevchenko T.F. Epiphyton as bioindicator of the state of the upper-cascade Dnieper reservoirs. *Ibid.* 2019. Vol. 55, N 4. P. 26—37.
31. Klochenko P.D., Shevchenko T.F., Nezbyrskaya I.N. et al. Phytoplankton production and decomposition characteristics in water bodies differing in the degree of their contamination by inorganic compounds of nitrogen and phosphorus. *Ibid.* 2019. Vol. 55, N 3. P. 29—43.

32. 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.
33. Komulainen S. Experience of using phytoplankton monitoring in urban watercourses. *Oceanol. Hydrobiol. St.* 2004. Vol. 33, Iss. 1. P. 65—75.
34. Lorenzen C.J. Determination of chlorophyll and pheopigments: spectrophotometric equations. *Limnol. Oceanogr.* 1967. Vol. 12. P. 343—346.
35. Medved' V.A. Association between chlorophyll *a* content in phytoplankton and nitrogen content in water of the Dnieper reservoirs. *Hydrobiol. J.* 1999. Vol. 35, N 1. P. 151—157.
36. Medved' V.O. Phytoplankton spectral pigment indices in the lakes of the city of Kyiv. *Ibid.* 2023. Vol. 59, N 4. P. 30—46.
37. Medved' V.O., Kharchenko G.V. Pigment and quantitative indices of phytoplankton of megalopolis lakes and assessment of their trophic status. *Ibid.* 2022. Vol. 58, N 3. P. 54—67.
38. Medved' V.O., Kharchenko G.V. Epiphyton pigment indices in the river section of the Kaniv Reservoir (Ukraine). *Ibid.* 2024. Vol. 60, N 4. P. 57—71.
39. Mineeva N.M., Metelyeva N.Yu. Comparative characteristics of phytoplankton and epiphyton productivity in the upper Volga reservoirs. *Inland Water Biology.* 2019. Vol. 12. Suppl. 1. P. 37—44.
40. Parsons T.R., Strickland J.D.H. Discussion of spectrophotometric determination of marine-plant pigments with revised equations for ascertaining chlorophylls and carotenoids. *J. Marine Res.* 1963. Vol. 21, N 3. P. 155—163.
41. Shevchenko T.F., Kharchenko G. V., Klochenko P.D. Cenological analysis of phytoepiphyton of water bodies of Kiev. *Hydrobiol. J.* 2010. Vol. 46, N 1. P. 41—55.
42. Sirenko L.A., Kureyshevich A.V., Medved' V.A. Peculiarities of the development of phytoplankton in the upper and lower reaches of the regulated river (on the example of the Dnieper River). *Ibid.* 2000. Vol. 36, N 4. P. 10—20.
43. Sirenko L.A., Medved' V.A. Long-term dynamics of the content of chlorophyll *b* and peculiarities of development of phytoplankton in the Dneprodzerzhinsk Reservoir. *Ibid.* 2000. Vol. 36, N 5. P. 140—155.

Надійшла 11.11.2024

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

G.V. Kharchenko, PhD (Biol.), Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: harchenkogallina@gmail.com
ORCID 0000-0002-6102-2129

PHYTOEPIPHYTON OF *CERATOPHYLLUM DEMERSUM* L. AND ITS PIGMENT
CHARACTERISTICS IN THE WATER BODIES OF THE «GOLOSIYIVSKY»
NATIONAL NATURE PARK (UKRAINE)

The content of photosynthetic pigments (chlorophyll *a*, *b*, *c* and carotenoids) and the spectral pigment indices of epiphytic algae were studied in phytoepiphyton of *Ceratophyllum demersum* L. in the water bodies of the «Golosiivsky» National Nature Park in 2022 and 2023. It has been found that in different years epiphyton of *C. demersum* differed in the content of photosynthetic pigments. It was established that in June, July, and October the highest average concentrations of chlorophylls *a* and *c* in epiphyton of *C. demersum* were registered in 2022, while the average content of chlorophyll *b* in the fouling of this plant was higher in 2023. It was shown that seasonal changes in the content of chlorophylls and

carotenoids in general were characterized by their higher values in summertime and by a noticeable decrease in autumn. The content of chlorophyll *a* and carotenoids in the fouling of *C. demersum* correlates with the biomass of phytoepiphyton and is related to its structure.

Key words: *Ceratophyllum demersum* L., phytoepiphyton, photosynthetic pigments, spectral pigment indices, the water bodies «Golosiivsky» National Nature Park.

ЕКОЛОГІЧНА ФІЗІОЛОГІЯ І БІОХІМІЯ ВОДНИХ ТВАРИН

УДК 597.556.333.1:57.045: 004.932:519.652

В.В. ЗАМОРОВ, к. б. н., доцент, декан,
Одеський національний університет імені І.І. Мечникова
Шампанський провулок, 2, Одеса, 65082, Україна,
e-mail: v.zamorov@onu.edu.ua

Ю.В. КАРАВАНСЬКИЙ, аспірант,
Одеський національний університет імені І.І. Мечникова
Шампанський провулок, 2, Одеса, 65082, Україна,
e-mail: u.v.karavanskiy@onu.edu.ua

ВПЛИВ ТЕМПЕРАТУРИ ВОДИ НА ВНУТРІШНЬОВИДОВУ АГРЕСИВНІСТЬ БИЧКА-КРУГЛЯКА *NEOGOBIOUS MELANOSTOMUS* (PALLAS, 1814) ТА БИЧКА ПІНЧУКА *PONTICOLA* *CEPHALARGOIDES* (PINCHUK, 1976)

У статті представлено результати досліджень впливу температури води на внутрішньовидову агресивність двох видів понто-каспійських бичкових риб — бичка-кругляка *Neogobius melanostomus* та бичка Пінчука *Ponticola cephalargoides*. Експерименти проводили в лабораторних умовах з використанням риб, зібраних у прибережній акваторії Одеської затоки. Спостереження проводили за температури води від 10 до 26 °C, з кроком у 2 °. Показано, що підвищення температури води збільшує агресивну поведінку обох видів, але починаючи з температури 22 °C інтенсивність агресивності риб зменшується. Отримані дані можуть бути корисними для розуміння екологічних адаптацій цих видів та їхнього інвазійного потенціалу. Вивчення агресивної активності риб у різних температурних умовах може допомогти прогнозувати їхню поведінку в нових середовищах існування та розробити ефективні стратегії управління інвазивними видами.

Ключові слова: *Neogobius melanostomus*, *Ponticola cephalargoides*, внутрішньовидова агресивність, інвазивні види, екологічні адаптації.

Ендемічні понто-каспійські бичкові риби (Teleostei: Gobiidae) налічують більше двох десятків видів, які складають номінальні роди *Vabka*, *Neogobius*, *Mesogobius*, *Ponticola* та *Proterorhinus*. Ця група представляє географічно обмежений монофілетичний таксон, що характеризується помітною радіацією. Історичний ендемізм і таксономічне різноманіття понто-каспійських бичкових риб є надзвичайними, тому знання їхньої

Ц и т у в а н н я: Заморов В.В., Караванський Ю.В. Вплив температури води на внутрішньовидову агресивність бичка-кругляка *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814) та бичка Пінчука *Ponticola cephalargoides* (Pinchuk, 1976). *Гідробіол. журн.* 2025. Т. 61, № 2. С. 87—96.

ISSN 0375-8990. Гідробіологічний журнал. 2025. 61(2)

87

екології може дати розуміння дії факторів, які призводять до їх швидкої еволюційної диверсифікації, а також пояснити їх інвазійний успіх у нових середовищах існування [13].

Деякі представники цієї групи, а саме *Proterorhinus semilunaris* (Heskel, 1837), *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814), *N. fluviatilis* (Pallas, 1814) та *Ponticola kessleri* (Günther, 1861) нещодавно почали своє вторгнення в інші прісноводні євразійські системи та північноамериканські Великі озера [7]. Види, які успішно інтродуються в середовище за межами свого рідного ареалу і стають настільки численними, що викликають занепокоєння, класифікуються як інвазивні [11]. Властивості, які роблять види більш вірогідними вселенцями, включають: високу толерантність до навколишнього середовища, широкий спектр живлення та короткий період генерації [10]. Крім того, серед важливих характеристик даних видів відмічають їхню агресивність та специфічну толерантність, як ознаки, що сприяють успіху їх інвазивності [9, 16]. Нещодавно теорія поведінкових синдромів (також відомих як характер тварин або темперамент) була застосована для розуміння самого процесу інвазії [6, 14]. Тому вивчення такого аспекту поведінки риб, як агресивність є важливим для розуміння принципів розповсюдження представників родини *Gobiidae* як у понто-каспійському регіоні, так і на нових місцях існування.

Метою досліджень було вивчення прояву внутрішньовидової агресивної поведінки залежно від температури води двох видів понто-каспійських бичкових риб — бичка-кругляка *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814) та бичка Пінчука *Ponticola cephalargoides* (Pinchuk, 1976). Ці види широко розповсюджені в межах свого ареалу, займають подібні біотопи [2, 3], а бичок-кругляк до того ж є інвазивним видом для водоем Європи та Північної Америки [7, 15]. Як і деяким іншим видам родини *Gobiidae*, їм властива територіальна поведінка, яка проявляється у вигляді агресії, як внутрішньовидової, так і направленої на представників інших видів [4].

Матеріал і методика досліджень

Іхтіологічний матеріал зібрано в прибережній акваторії Одеської затоки від мису Північний Одеський до мису Великий Фонтан при проведенні лову вудками з 7 липня по 14 вересня 2023 р. Лабораторні експерименти проводили в акваріальній кафедрі зоології, гідробіології та загальної екології Одеського національного університету імені І.І. Мечникова.

Проводили дослідження впливу різних температур води на рівень внутрішньовидової агресії бичка-кругляка та бичка Пінчука. Розглядали прояв агресивної поведінки в температурному діапазоні води від 10 до 26 °C, оскільки для багатьох представників чорноморських *Gobiidae* ці показники характерні для місць їхнього мешкання [8]. Відлік вели від температури води 10 °C, з кроком у 2 °. Спостереження для кожного температурного показника проводили цілодобово впродовж п'яти днів. Всього проведено 45 спостережень для кожного виду.

Для досліджень кожного виду бичків було відібрано групу риб, яка складалась з п'яти самців (загальна довжина риб 13—14 см) та п'яти самок (загальна довжина особин — 12—13 см). Для проведення експерименту використовували природну морську воду, виміряні параметри якої були наступні: солоність води — 14 ‰, нітратний азот — 10 мг/дм³, нітритний азот — 0,1 мг/дм³. Годували риб один раз на добу. Для уникнення накопичення азотистих сполук фільтрацію здійснювали через активоване вугілля та адсорбент органічних відходів *Seachem Purigen* за допомогою зовнішнього фільтра. За час експерименту гідрохімічні показники змінилися наступним чином: солоність води — 14 ‰, нітратний азот — 12 мг/дм³, нітритний азот — 0,1 мг/дм³. Часткової підміни води не відбувалось. Раціон бичків складався з замороженої мідії (*Mytilus galloprovincialis*), риби (*Atherina boyeri*) та мотиля (larva *Chironomus plumosus*). Риби, які були задіяні в проведенні експерименту знаходились у штучних умовах акваріальної не менше двох тижнів.

Для визначення впливу температури води на інтенсивність агресивності спочатку вимірювали загальну рухову активність риб, яку фіксували по інтервалах тривалістю в одну годину. Звичайні рухи визначали як зміну розташування об'єкта спостережень на відстань, більшу за довжину тіла. За одиницю агресивної поведінки обрано середню кількість агресивних рухів за годину, які приводили до зміни положення чи втечі риби, в напрямку якої вони були здійснені. При цьому не брали до уваги, відбувався між рибами фізичний контакт, чи ні. Інтенсивність агресивності оцінювали у відсотковому співвідношенні агресивної активності до загальної рухової активності. За поведінкою окремої групи риб спостерігали при послідовних підвищеннях температури на 2 °.

Для проведення експерименту з визначення рівня агресивної поведінки використовували наступне обладнання:

- акваріум з органічного скла довжиною 110 см, шириною 110 см і висотою 50 см;
- зовнішні фільтри для акваріумної води Jebo-803 (США);
- цифрову мережеву камеру Hikvision DS-2CD2432F-I (Китай);
- термометр лабораторний;
- тести для вимірювання гідрохімічних параметрів Tetra (Німеччина);
- холодильник Titan 2000 (Німеччина);
- обігрівач для акваріума Hagen (Канада).

Загальну рухову активність риб фіксували за допомогою цифрової камери, встановленої над акваріумом на висоті 125 см, з таким розрахунком, щоб об'єкти відеокamera охоплював всю площу дна акваріума. Відеоспостереження проводилось цілодобово. Годували риб один раз на добу в один і той самий час. Годинний проміжок, в якому відбувалось годування та технічне обслуговування акваріумів (корекція температури, відбір проб води, тощо) не зараховували в результати спостереження. Потім отриманий запис переносили в пам'ять комп'ютера та обробляли. Для обробки відеозапису використовували оригінальну методику «ком-

п'ютерного зору», яка дозволяє в лабораторних умовах відстежувати рухливість біологічних об'єктів та кількісно представляти результати спостережень [12, 17].

Сутність методу трекінгу об'єктів полягала у відніманні кадрів (frame difference) з подальшим пороговим опрацюванням та детекцією рухомих областей. Ключові особливості та етапи:

- ручне позначення області, що містить об'єкти, для зменшення обчислень;
- розбиття кадру на квадратну сітку для подальшого аналізу;
- обчислення різниці між поточним кадром та середнім значенням кількох попередніх кадрів;
- отримання бінарного зображення, де білі пікселі відповідають областям, що змінилися;
- для кожної позначеної області об'єкта визначається зона, в якій шукають зміни;
- для областей, що змінилися, обчислюють центроїди, які вважаються новими позиціями об'єктів;
- відстеження відстані між початковим та поточним положенням центроїда для визначення руху об'єкта [1].

Для порівняння отриманих результатів застосовували непараметричний статистичний критерій Манна-Уїтні, рівень статистичної значущості — $p \leq 0,05$. Цей критерій був обраний тому, що він використовується для оцінки відмінностей між двома незалежними вибірками за рівнем будь-якої ознаки, яка вимірюється кількісно і дозволяє виявляти відмінності у значенні параметра між малими вибірками [5].

Результати досліджень та їх обговорення

Найвищий показник загальної та агресивної активності бичка Пінчука був зареєстрований при температурі води 12 °C і становив у середньому відповідно $68,9 \pm 3,6$ та $24,3 \pm 2,3$ рухів за годину, найменший показник спостерігався при температурі води 26 °C — у середньому $13,4 \pm 0,6$ та $3,6 \pm 0,8$ рухів за годину. Найвища інтенсивність агресивності зафіксована при температурі води 20 °C, а найнижча — при температурі 26 °C (табл. 1).

З підвищенням температури від 10 до 26 °C інтенсивність агресивності риб мала тенденцію спочатку збільшуватись, а потім зменшуватись. Також порівнювали зміну агресивної активності особин при збільшенні температури води відносно показника при 10 °C, а також відносно попереднього показника температури.

Інтенсивність агресивності відносно показника при 10 °C поступово збільшувалась і досягла максимуму при температурі 20 °C, а потім почала зменшуватись (табл. 2). Відносно попереднього показника температури води інтенсивність агресивності також як збільшувалась, так і зменшувалась, але значущими показники були тільки при збільшенні температури від 20 до 22 °C. У цьому інтервалі інтенсивність агресивності риб відносно попереднього показника температури води зменшилась на 24,5% ($p \leq 0,05$) (див. табл. 2).

Також спостерігали температурні інтервали, в яких показники агресивної активності риб не виявляли значущої відмінності. Це інтервал підвищення температури з 10 до 18 °С. Така реакція риб може бути пояснена тим, що температурний інтервал 10—18 °С є оптимальним для риб та складає їх температурну зону комфорту. На глибинах, де мешкає цей вид, такі температури є звичними [8].

Таблиця 1

Активність бичка Пінчука при різній температурі води
(кількість рухів за годину)

Температура води, °С.	Загальна активність, рух/год	Загальна агресивність, рух/год	Інтенсивність агресивності, %
10	62,80±4,16	22,80±1,03	37,7
12	68,88±3,61	24,34±2,29	36,2
14	61,30±3,93	23,46±2,77	39,4
16	37,02±3,44	15,30±1,20	41,6
18	39,96±4,52	18,82±3,14	49,5
20	37,46±2,51	20,12±1,78	53,8
22	27,58±1,03	11,16±1,06	40,6
24	18,34±0,98	6,76±1,38	36,1
26	13,40±0,63	3,64±0,84	26,8

Таблиця 2

Інтенсивності агресивності (%) бичка Пінчука при різній температурі води

Температура води, °С	Зміна інтенсивності агресивності (+/-) відносно активності при 10 °С, %	Значення непараметричного критерію Манна-Уїтні	Зміна інтенсивності агресивності (+/-) відносно попереднього показника температури, %	Значення непараметричного критерію Манна-Уїтні
12	-4,16	$p>0,05$	-4,16	$p>0,05$
14	+4,34	$p>0,05$	+8,9	$p>0,05$
16	+10,12	$p>0,05$	+5,54	$p>0,05$
18	+31,2	$p>0,05$	+19,1	$p>0,05$
20	+42,4	$p\leq 0,05$	+8,6	$p>0,05$
22	+7,6	$p>0,05$	-24,5	$p\leq 0,05$
24	-4,3	$p>0,05$	-11,2	$p>0,05$
26	-29,0	$p>0,05$	-25,8	$p>0,05$

Примітка. Тут і в табл. 4: (+) — збільшення інтенсивності агресивності; (-) — зменшення інтенсивності агресивності.

Зниження агресивної активності відбувається при температурах, які виходять за межі оптимальних температур, що може провокувати стресовий стан риб та загальне зменшення рухової активності. В наших спостереженнях показники агресивної активності зменшувались при температурі вище 22 °С.

Не відмічено збігу між показниками загальної активності, агресивної активності і інтенсивності агресивності. Максимальні значення загальної і агресивної активності спостерігали при температурі води 12 °С, в той час як величина інтенсивності агресивності риб була максимальною при температурі води 20 °С. Мінімальні значення загальної та агресивної активності, а також інтенсивності агресивності спостерігали при однаковій температурі — 26 °С.

Таким чином, відмічено максимальну активність бичка Пінчука при температурі води 12 °С, коли ж температура піднімається до 20 °С, загальна рухливість риб знижується, але кількість агресивних рухів зберігається на достатньому рівні і інтенсивність агресивності досягає максимальних значень.

Показники загальної рухової активності і агресивної активності бичка-кругляка також змінювались залежно від температури води як у більшу, так і в меншу сторону (табл. 3).

Найактивніше риби себе поводити в діапазоні температури води від 12 до 14 °С (133,3—111,1 рух/год), в цьому ж температурному інтервалі спостерігалась і найвища агресивна активність (80,8—82,9 рух/год). Найнижчий показник загальної активності відмічено при температурі 26 °С (51,6 рух/год), показник агресивної активності — при температурі 24 °С (23,3 рух/год). Найвищу інтенсивність агресивності зафіксовано при температурі 14 °С (73,9%) а найнижчу — при температурі 24 °С (42,3%).

Таблиця 3

Активність бичка-кругляка при різній температурі води
(кількість рухів за годину)

Температура води, °С	Загальна активність, рух/год	Загальна агресивність, рух/год	Інтенсивність агресивності, %
10	91,7±7,05	52,7±8,48	54,6
12	133,3±11,35	80,8±9,58	59,8
14	111,1±5,54	82,9±7,66	73,9
16	98,7±10,06	61,5±8,99	60,8
18	65,7±4,81	35,5±3,52	55,3
20	86,1±4,42	50,5±5,07	59,0
22	95,2±4,02	55±5,16	58,3
24	55,7±4,38	23,3±3,03	42,3
26	51,6±3,99	23,4±3,72	43,0

При порівнянні відносно показника температури води при 10 °C інтенсивність агресивності бичка-кругляка показала значущу відмінність тільки при температурі 14 °C, вона збільшилась на 35,5 %. При порівнянні відносно попереднього показника температури води інтенсивність агресивності значуще змінилась при температурі 14 °C (збільшилась на 15%) та при температурі 24 °C (зменшилась на 27,4%) (табл. 4).

Максимальні значення для показників загальної рухової активності, агресивної активності та інтенсивності агресивності спостерігались в інтервалі температур 12—14 °C. Значуща відмінність між мінімальним (при температурі 24 °C) та максимальним (при температурі 14 °C) значеннями інтенсивності агресивності становила 1,8 раза.

Також порівнювали показники інтенсивності агресивності між бичком Пінчука та бичком-кругляком при кожній окремій величині температури води. Бичок-кругляк значуще більш агресивний, ніж бичок Пінчука в інтервалі температур 10—16 °C. При температурі 18—20 °C інтенсивність агресивності бичка Пінчука збільшується, тому у нього значущої відмінності за цим показником від бичка-кругляка вже немає. При температурі 22 °C інтенсивність агресивності бичка Пінчука починає зменшуватись і відмінність за цим показником знову досягає значущого рівня порівняно з бичком-кругляком. При температурі вище 22°C інтенсивність агресивності обох видів бичкових риб зменшується, тому між ними немає значущої відмінності (табл. 5).

Таким чином, бичок-кругляк проявляє більш агресивну поведінку, порівняно з бичком Пінчука, при температурі від 10 до 16 °C. У бичка-кругляка пік агресивної активності проявляється при температурі 14 °C, тоді як цей показник для бичка Пінчука досягає максимуму при

Таблиця 4

Інтенсивність агресивності (%) бичка кругляка при різній температурі води

Температура води, °C	Зміна інтенсивності агресивності (+/-) відносно активності при 10 °C, %	Значення не-параметричного критерію Манна-Уїтні	Зміна інтенсивності агресивності (+/-) відносно попереднього показника температури, %	Значення не-параметричного критерію Манна-Уїтні
12	+9,6	$p > 0,05$	+9,6	$p > 0,05$
14	+35,5	$p \leq 0,05$	+15,6	$p \leq 0,05$
16	+11,4	$p > 0,05$	+1,7	$p > 0,05$
18	+1,4	$p > 0,05$	-8,9	$p > 0,05$
20	+8,2	$p > 0,05$	+6,6	$p > 0,05$
22	+6,8	$p > 0,05$	-1,2	$p > 0,05$
24	-22,4	$p > 0,05$	-27,4	$p \leq 0,05$
26	-21,1	$p > 0,05$	+1,6	$p > 0,05$

Таблиця 5

Інтенсивність агресивності (%) бичка Пінчука та бичка-кругляка залежно від температури води

Температура води, °С	Інтенсивність агресивності бичка Пінчука	Інтенсивність агресивності бичка-кругляка	Значення непараметричного критерію Манна-Уїтні
10	37,7	54,6	$p \leq 0,05$
12	36,2	59,8	$p \leq 0,05$
14	39,4	73,9	$p \leq 0,05$
16	41,6	60,8	$p \leq 0,05$
18	49,5	55,3	$p > 0,05$
20	53,8	59,0	$p > 0,05$
22	40,6	58,3	$p \leq 0,05$
24	36,1	42,3	$p > 0,05$
26	26,8	43,0	$p > 0,05$

температурі 20 °С (див. табл. 5). Обидва види зменшують інтенсивність агресивності при температурі вище 22 °С.

Висновки

Бичок-кругляк в лабораторних умовах виявляв більшу рухову та агресивну активність, мав вищі показники інтенсивності агресивності, ніж бичок Пінчука. Можна припустити, що такий тип поведінки дозволяє йому мати успіх в розширенні свого ареалу і ставати інвазійним видом у нових водоймах, на відміну від бичка Пінчука, який теж є досить поширеним видом в межах понто-каспійського регіону.

Список використаної літератури

1. Гривачевський А.П., Прудіус І.Н. Адаптивний алгоритм виявлення рухомих об'єктів під час відеомоніторингу. *Вісн. Нац. ун-ту Львів. політехніка. Радіoeлектроніка та телекомунікації*. 2016. № 849. С. 168—172.
2. Заморов В.В., Караванський Ю.В., Чернікова С.Ю. Результати досліджень іхтіофауни в прибережній зоні моря Одеської затоки у 2016—2017 рр. *Вісник Одес. нац. ун-ту. Серія: Біологія*. 2019. Т. 24, вип. 1. С. 77—93.
3. Манило Л.Г. Бычковые рыбы (Gobiidae, Perciformes) северо-западной части Черного моря и прилегающих лиманных экосистем. *Зб. праць Зоол. музею*. 2008—2009. Вип. 40. С. 19—46.
4. Манило Л.Г. Рыбы семейства бычковые (Perciformes, Gobiidae) морских и солоноватых вод Украины. Киев: Наук. думка, 2014. 244 с.
5. Турчин В.М. Математична статистика: Посібник. Київ: Академія, 1999. 240 с.
6. Cote J., Clobert J., Brodin T. et al. Personality-dependent dispersal: characterization, ontogeny and consequences for spatially structured populations. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*. 2010. Vol. 365, N 1560. P. 4065—4076. URL: <https://doi.org/10.1098/rstb.2010.0176>

7. Ericsson Ph., Persson A., Behrens J.W. et al. Personality- dependent inter- and intraspecific foraging competition in the invasive round goby, *Neogobius melanostomus*. *J. Fish Biol.* 2020. URL: <https://doi.org/10.1111/jfb.14652>
8. Ginzburg A.I., Kostianoy A.G., Sheremet N.A. Seasonal and interannual variability of the Black Sea surface temperature as revealed from satellite data (1982—2000). *J. Marine Systems*. 2004. Vol. 52, N 1—4. P. 33—50. URL: <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2004.05.002>
9. Holway D.A., Suarez A.V. Animal behavior: an essential component of invasion biology. *Trends in ecology & evolution*. 1999. Vol. 14, N 8. P. 328—330. URL: [https://doi.org/10.1016/s0169-5347\(99\)01636-5](https://doi.org/10.1016/s0169-5347(99)01636-5)
10. Kolar C.S., Lodge D.M. Progress in invasion biology: predicting invaders. *Trends in ecology & evolution*. 2001. Vol. 16, N 4. P. 199—204. URL: [https://doi.org/10.1016/s0169-5347\(01\)02101-2](https://doi.org/10.1016/s0169-5347(01)02101-2)
11. Mack R.N., Simberloff D., Lonsdale W.M. et al. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecological applications*. 2000. Vol. 10, N 3. P. 689—710. URL: [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2000\)010\[0689:bicegc\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2000)010[0689:bicegc]2.0.co;2)
12. Moroz V., Shvandt M. Study of movement and behavior of laboratory animals by methods of object detection and tracking. Bulletin of the National Technical University «KhPI» A series of «Information and Modeling». 2019. N 13. URL: <https://doi.org/10.20998/2411-0558.2019.13.09>
13. Neilson M.E., Stepien C.A. Escape from the Ponto-Caspian: Evolution and biogeography of an endemic goby species flock (Benthophilinae: gobiidae: teleostei). *Molecular phylogenetics and evolution*. 2009. Vol. 52, N 1. P. 84—102. URL: <https://doi.org/10.1016/j.ympev.2008.12.023>
14. Pintor L.M., Sih A., Kerby J.L. Behavioral correlations provide a mechanism for explaining high invader densities and increased impacts on native prey. *Ecology*. 2009. Vol. 90, N 3. P. 581—587. URL: <https://doi.org/10.1890/08-0552.1>
15. Ray W.J., Corkum L.D. Predation of zebra mussels by round gobies, *Neogobius melanostomus*. *Environ. Biol. Fishes*. 1997. Vol. 50, N 3. P. 267—273. URL: <https://doi.org/10.1023/a:1007379220052>
16. Rehage J.S., Sih A. Dispersal behavior, boldness, and the link to invasiveness: a comparison of four gambusia species. *Biological Invasions*. 2004. Vol. 6, N 3. P. 379—391. URL: <https://doi.org/10.1023/b:binv.0000034618.93140.a5>
17. Shvandt M., Moroz V. Overview of the detection and tracking methods of the lab animals. System research and information technologies. 2022. N 1. P. 124—148. URL: <https://doi.org/10.20535/srit.2308-8893.2022.1.10>

Надійшла 11.11.2024

V.V. Zamorov, PhD (Biol.), Associate Professor, Dean,
I.I. Mechnikov Odessa National University,
Champagne Lane, 2, Odessa, 65082, Ukraine
e-mail: v.zamorov@onu.edu.ua
Yu.V. Karavanskyi, PhD student,
I.I. Mechnikov Odessa National University,
Champagne Lane, 2, Odessa, 65082, Ukraine
e-mail: u.v.karavanskiy@onu.edu.ua

THE INFLUENCE OF WATER TEMPERATURE ON INTRASPECIFIC
AGGRESSIVENESS OF THE ROUND GOBY *NEOGOBIOUS MELANOSTOMUS*,
(PALLAS, 1814) AND THE PINCHUK GOBY *PONTICOLA CEPHALARGOIDES*,
(PINCHUK, 1976)

This study investigates the impact of water temperature on the intraspecific aggressiveness of two species of Ponto-Caspian gobies: *Neogobius melanostomus* and *Ponticola cephalargoides*. The aim of the research was to determine how changes in water temperature

affect the level of aggressive behavior in these species. Experiments were conducted under laboratory conditions at temperatures ranging from 10 °C to 26 °C, with 2 °C increments. The results have shown that the increase in water temperature increases the aggressiveness of both species, but starting from 22 °C the intensity of aggressiveness of fish begins to decrease. These findings are important for understanding the ecological adaptations and invasive potential of these fish, which can help develop strategies for managing invasive species.

Key words: *Neogobius melanostomus*, *Ponticola cephalargoides*, intraspecific aggressiveness, invasive species, ecological adaptations.

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

В.А. ЖЕЖЕРЯ, к. геогр. н., ст. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: zhezheryava1981@gmail.com
ORCID 0000-0002-1128-5270

Р.П. ЛИННИК, к. х. н., старший дослідник, доц.
Київський національний університет імені Тараса Шевченка,
вул. Гетьмана Павла Скоропадського, 12, Київ, 01033, Україна
e-mail: rostyslavlinnik@knu.ua
ORCID 0000-0002-6401-8184

ГУМУСОВІ РЕЧОВИНИ ЯК ВАЖЛИВИЙ ЧИННИК У МІГРАЦІЇ МЕТАЛІВ У ПОВЕРХНЕВИХ ВОДАХ УКРАЇНИ

У статті узагальнено та обговорено результати багаторічних досліджень ролі гумусових речовин у зв'язуванні низки металів (Al, Fe, Cu, Mn, Cr, Zn, Pb, Mo, Cd, V, Ti) в аніонні комплекси у різноманітних водних об'єктах України. Показано, що частка комплексних сполук зазначених металів істотно зростає зі збільшенням концентрації гумусових речовин. До водних об'єктів із підвищеним вмістом гумусових речовин відносяться, передусім, річки басейну Прип'яті та водосховища Дніпровського каскаду. У воді цих об'єктів відносний вміст кожного з металів (у % від загальної концентрації $M_{\text{розч}}$) досягає в середньому — Al — 63,3—83,0, Fe — 58,6—76,4, Cu — 63,0—78,2, Mn — 52,3—60,0, Cr — 44,6—76,5, Zn — 39,8—58,5, Pb — 55,8—73,4, Mo — 63,4—80,3, Cd — 57,6—70,0, V — $\approx 60,0$, Ti — 33,2—62,5. Зі зменшенням концентрації гумусових речовин у воді частка аніонних комплексів знижується. Найменші її показники характерні для водних об'єктів урбанізованої території, які зазнають антропогенного навантаження і характеризуються порівняно невисоким вмістом гумусових речовин. Наголошено, що для деяких металів результати моделювання і натурних досліджень співвідносячих форм істотно відрізняються. Це залежить значною мірою від того, які величини умовних констант стійкості комплексів металів з гумусовими речовинами використано в розрахунках. Окремо розглянуто особливості комплексоутворення оксоаніонів (MoO_4^{2-} і HVO_4^{2-}) з гумусовими речовинами.

Ключові слова: гумусові речовини, метали, комплексоутворення, аніонні комплекси, річки, водосховища, озера, водні об'єкти урбанізованої території.

Ц и т у в а н н я: Линник П.М., Жежеря В.А., Линник Р.П. Гумусові речовини як важливий чинник у міграції металів у поверхневих водах України. *Гідробіол. журн.* 2025. Т. 61, № 2. С. 97—119.

Гумусові речовини (ГР) — найпоширеніша група органічних речовин у поверхневих водах, основний резерв органічного карбону ($C_{\text{орг}}$) у його глобальному кругообігу та важливі поживні речовини для рослин, мікроорганізмів і бентосних організмів [13, 25]. Частка ГР у складі органічних речовин поверхневих водних об'єктів оцінюється в межах 50—80 і навіть 90 %. Вони беруть участь у різноманітних процесах, які відбуваються у природному водному середовищі, значною мірою впливаючи на його фізичні і хімічні властивості і, в кінцевому підсумку, на його біологічну спільноту [49]. В розчинах ГР наявні одночасно макромолекули і супрамолекулярні ансамблі, які об'єднують невеликі за розміром субфракції, асоційовані шляхом слабких нековалентних взаємодій, передусім електростатичних, і утворення водневих зв'язків [9, 27, 45, 55]. Ці сполуки характеризуються нестехіометричним елементним складом і нерегулярною та неоднорідною структурою [45]. Структура ГР доволі динамічна і пов'язана з умовами навколишнього середовища [27]. Вона залежить від їхньої концентрації, рН і мінералізації води (йонної сили) тощо. Агрегація частинок ГР може бути причиною втрати їхньої мобільності та зумовлювати седиментацію. В результаті скорочується кількість активних центрів в макромолекулах ГР, здатних взаємодіяти із забруднювальними речовинами різного типу і зв'язувати їх.

У складі ГР містяться фульвокислоти (ФК) і гумінові кислоти (ГК), масове співвідношення яких становить, зазвичай, приблизно 9:1 [47]. Склад ГР залежить від джерела походження, оскільки їхнє утворення — це результат складних мікробіологічних, хімічних і фотохімічних перетворень залишків рослин і тварин [46]. Основні складові ГР включають ароматичні та аліфатичні структури, а також низку функціональних груп, зокрема карбоксильні, фенолгідроксильні, карбонільні, хінонні тощо [14, 19, 41, 46]. ГР характеризуються широким спектром властивостей, які зумовлюють їхню важливу роль в об'єктах довкілля у цілому і в поверхневих водних об'єктах зокрема. На нашу думку, найважливішими з них слід вважати комплексоутворювальні та відновлювальні властивості, здатність до утворення адуктів з органічними ксенобіотиками, а також фотоіндуктивні, бо саме вони зумовлюють значною мірою практичне застосування ГР у різних сферах. Характеристики зазначених властивостей розглянемо нижче.

Комплексоутворювальні властивості ГР. Як відомо, ГР — це амфіфільні окисно-відновні сполуки з винятковими хелатними властивостями [20, 56]. Висока комплексоутворювальна здатність ГР зумовлена значним насиченням їхньої поверхні кисневмісними функціональними групами (карбоксильними, фенолгідроксильними, карбонільними) і меншою мірою нітроген- або сульфуровмісними групами. Вважається, що карбоксильні та фенольні групи домінують у складі ГР і характеризуються високою спорідненістю до металів залежно від рН [1, 53]. Завдяки тому, що ФК домінують у поверхневих водах, їм належить основна роль у комплексоутворенні. Для ГР характерні два типи активних (зв'язувальних) центрів [1]. Карбоксильні і фенолгідроксильні групи відносять до

зв'язувальних центрів першого типу, а карбонільні і аміногрупи — до другого. Цілком очевидно, що стійкість комплексів металів, утворених за участі зазначених активних центрів, буде відрізнятися. Так, комплекси металів з карбоксильними групами стабільніші, ніж зі слабо кислотними фенольними групами [48]. Водночас, комплекси, утворені між йонами металів і нітрогенвмісними групами, зазвичай стійкіші, ніж з карбоксильними групами [44]. За високих концентрацій металів у воді певна їхня частина може бути зв'язана в комплекси за участі сильно зв'язувальних центрів, а інша — слабо зв'язувальних [1]. Наявні дані стосовно хімізму комплексоутворення, складу комплексних сполук металів з цими природними органічними лігандами та умовних констант стійкості комплексів. Найбільш дослідженими виявились комплекси таких металів, як Ca^{2+} , Mg^{2+} , Al^{3+} , Fe^{3+} , Fe^{2+} , Cu^{2+} , Zn^{2+} , Cd^{2+} , Hg^{2+} , Pb^{2+} , Mn^{2+} , Co^{2+} , Ni^{2+} , Cr^{3+} , Cr(VI) , V(V) , Mo(VI) , а також радіонуклідів, зокрема U(IV, VI) , Np(V) , Cm(III) , Am(III) та ін. [1, 42]. Комплексоутворення за участі ГР сприяє детоксикації металів через зменшення концентрації аквакомплексів як найбільш токсичної форми, а також зниженню їхньої біодоступності і здатності до проникнення крізь клітинну мембрану, яка залежить значною мірою від молекулярної маси комплексних сполук [52]. Передусім це стосується металів з вираженими токсичними властивостями (Hg^{2+} , Cd^{2+} , Pb^{2+} , Al^{3+} , Cr(VI) та ін.).

Відновлювальні властивості ГР. Загальновідомо, що ГР характеризуються певними відновлювальними властивостями та впливають на стан хімічних елементів з різним ступенем окиснення, тобто тих, які реагують на зміни окисно-відновного потенціалу водного середовища [29, 52]. В результаті відбувається трансформація форм знаходження таких хімічних елементів, змінюються їхня міграційна рухливість, біодоступність і, зрештою, токсичність для гідробіотів. Відновлювальні властивості ГР стосовно низки елементів, зокрема арсену, ртуті, феруму, хрому, нептунію, ванадію та деяких інших встановлено як експериментальним шляхом, так і в натурних умовах [29, 31]. Інтенсивність відновлення залежить від джерела походження ГР. Виявлено, що ГР, виділені з бурого вугілля (леонардит) і торфу, по-різному впливали на відновлення Cr(VI) , яке відбувалось у слабо кислому середовищі при $\text{pH } 5,4$ [59]. Здатність до відновлення Cr(VI) у ГР з леонардиту була нижчою, ніж у ГР з торфу. Відновлювальна здатність ГК і ФК також істотно відрізняється. Наприклад, відновлення ферригідриту (водний гідроксид Fe(III) червоно-помаранчевого кольору з мінливим складом – $\text{Fe}_2\text{O}_3 \cdot 0,5 \text{ H}_2\text{O}$, $5\text{Fe}_2\text{O}_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$) мікроорганізмами за наявності ГР (ГК і ФК), виділених з торфу, відбувалось інтенсивніше у присутності ГК [52]. Встановлено важливу роль ГР як своєрідних «електронних човників» у процесах біовідновлення за участі мікроорганізмів [38, 40]. Вона стосується їхньої участі як «посередника» у відновлювальних перетвореннях, які відбуваються у поверхневих водах.

Здатність ГР до зв'язування органічних ксенобіотиків. Зв'язування органічних ксенобіотиків ГР супроводжується утворенням своєрідних

комплексів — адуктів [15, 26, 43]. ГК як високомолекулярні сполуки здатні доволі ефективно взаємодіяти з пестицидами як адсорбенти або утворювати з ними ковалентні зв'язки, впливаючи на їхню мобільність і трансформацію в ґрунтах і донних відкладах водоєм [43]. Виявлено, що хінонні групи ГК ковалентно зв'язують ароматичні аміни або подібні органічні сполуки. Взаємодія ГК з гідрофобними органічними речовинами відбувається переважно за рахунок π - π -взаємодій, гідрофобного ефекту та водневих зв'язків [17]. При цьому ГК характеризуються більшою здатністю до зв'язування гідрофобних органічних сполук, ніж ФК [49]. Завдяки описаним властивостям ГК можуть змінювати поглинання, біодоступність, транспорт, фіксацію та токсичність ксенобіотиків у природному середовищі (водному або ґрунтовому), а це надважливо з екологічних позицій [15, 43].

Фотоіндуктивні властивості ГР. Гумусові речовини вважаються найстійкішими до трансформації у природному водному середовищі. Водночас за дії УФ-опромінювання відбувається їхнє фотоокиснення з утворенням сполук з меншою молекулярною масою та вивільненням з їхнього складу біогенних елементів і металів [16, 51, 54]. Тому стан водного середовища може погіршуватись. Однак ГР важливі з позицій їхньої ролі як фотосенсибілізаторів [10, 21, 22, 30]. За фотохімічного збудження ГР як хромофорних розчинених органічних речовин (ХРОР) продукуються реакційно здатні гідроксильні радикали ($\cdot\text{OH}$), синглетний кисень ($^1\text{O}_2$) та триплетні стани $^3\text{ХРОР}^*$ або $^3\text{ГР}^*$ (в англомовній літературі їх позначають як $^3\text{CDOM}^*$ або $^3\text{HS}^*$). Ці продукти характеризуються як сильні окиснювачі, завдяки чому ГР можуть бути використані для деградації органічних ксенобіотиків у поверхневих водах [24]. Потепління, яке триває останнім часом, сприятиме пролонгації фотохімічних процесів у поверхневих водних об'єктах, зокрема в епілімніоні озер і водосховищ [18].

Мета даної роботи — узагальнення і висвітлення результатів багаторічних досліджень ролі ГР в утворенні аніонних комплексів металів та особливостей їхньої міграції у поверхневих водних об'єктах України.

Матеріал і методика досліджень

Дослідженнями ГР і, відповідно, аніонних комплексних сполук металів з цими природними органічними кислотами було охоплено різноманітні водні об'єкти України, зокрема водосховища Дніпровського каскаду, деякі озера Шацької групи, річки басейну Прип'яті, Кілійська дельта Дунаю, річки Десна, Рось, Південний Буг, Серет, Гірський Тікич, а також озера і ставки в межах м. Києва.

Проби води відбирали з поверхневого горизонту на глибині 0,5 м з використанням батометра Рутнера або модифікованого батометра-склянки [6]. Зберігання і транспортування проб води здійснювали у поліпропіленових ємностях. Завислі речовини вилучали з води мембранною фільтрацією з використанням нітроцелюлозних мембранних фільтрів Synpro (Чехія) з діаметром пор 0,40 мкм або Fioroni (КНР) з діаметром пор 0,45 мкм. Свіжовідібрані проби води об'ємом 1,0—1,5 дм³ пропускали

крізь зазначені фільтри під тиском $\approx 2,0$ атм., який створювався за допомогою пристрою для фільтрації УК 40-2М.

Вилучення ГР з фільтрату води і їхнє концентрування не менше ніж у 25—50 разів досягалось методом йонообмінної хроматографії з використанням колонки, заповненої діетиламіноетилцелюлозою (ДЕАЕ-целюлозою) виробництва фірми SERVА. Висота колонки — 27,5 см, діаметр — 2,5 см, висота шару сорбенту — 4,5 см. Вільний об'єм колонки — 12,5 см³. Десорбцію ГР з колонки здійснювали в три стадії [35]. На першій з них використовували 0,3 моль/дм³ розчин КОН, на другій – 0,02 моль/дм³ розчин Н₂SO₄ і на третій – знову 0,3 моль/дм³ розчин КОН. Швидкість елювання становила близько 1,0 см³/хв.

Вміст металів у складі отриманих концентратів ГР знаходили після фотохімічної деструкції останніх, яка відбувалась за дії УФ-опромінення у кислому середовищі. Для цього у кварцові склянки об'ємом 50 см³ вносили 30—40 см³ фільтрованої води, додавали 3—5 крапель концентрованої Н₂SO₄ градації «х.ч.» і 3—5 крапель 30 %-ного розчину Н₂O₂ і опромінювали вміст склянок УФ-світлом за допомогою ртутно-кварцової лампи ДРТ-1000 протягом 2,0—2,5 годин.

Концентрацію металів Al(III) і Fe(II) визначали фотометрично з використанням відповідно реагентів хромазуролу S і о-фенантроліну [4, 7]. Вміст Mn(II), Cu(II), Cr(III) і V(IV) знаходили за допомогою методик хемілюмінесцентного аналізу [3, 33, 37], а Zn(II), Pb(II) і Cd(II) — методом анодної інверсійної вольтамперометрії [2, 32]. Для визначення концентрації Mo(VI) використовували каталітичний метод [5].

Результати досліджень та їхнє обговорення

У процесі багаторічних досліджень було встановлено важливу роль ГР у зв'язуванні в комплекси низки металів (Al, Fe, Cu, Mn, Cr, Zn, Pb, Mo, Cd, V, Ti), а це значною мірою впливає на їхню міграційну здатність та розподіл між абіотичними компонентами водних екосистем, а також на біодоступність і токсичність для водних організмів. Розглянемо отримані результати.

Алюміній. Порівняно невисока концентрація розчинного алюмінію (Al_{розч}) у поверхневих водних об'єктах зумовлена незначною розчинністю його мінералів та оксидів. Хоча трапляється, що частка Al_{розч} домінує, а його концентрація перевищує величини, отримувані за результатами термодинамічних розрахунків. Це властиво водним об'єктам з підвищеним вмістом РОР природного походження, зокрема ГР, з якими Al(III) утворює доволі міцні комплексні сполуки [42]. Відповідні дані стосовно концентрації ГР у поверхневих водних об'єктах України наведено в раніше опублікованих статтях [35, 36].

На рисунку 1 наведено дані стосовно концентрації Al_{розч} у воді поверхневих водних об'єктів України та частки його аніонних комплексів з ГР (Al_{аніон}).

Можна пересвідчитись, що вміст Al_{розч} в середньому не перевищує 50 мкг/дм³ (див. рис. 1, а), а частка Al_{аніон} змінюється у доволі широкому

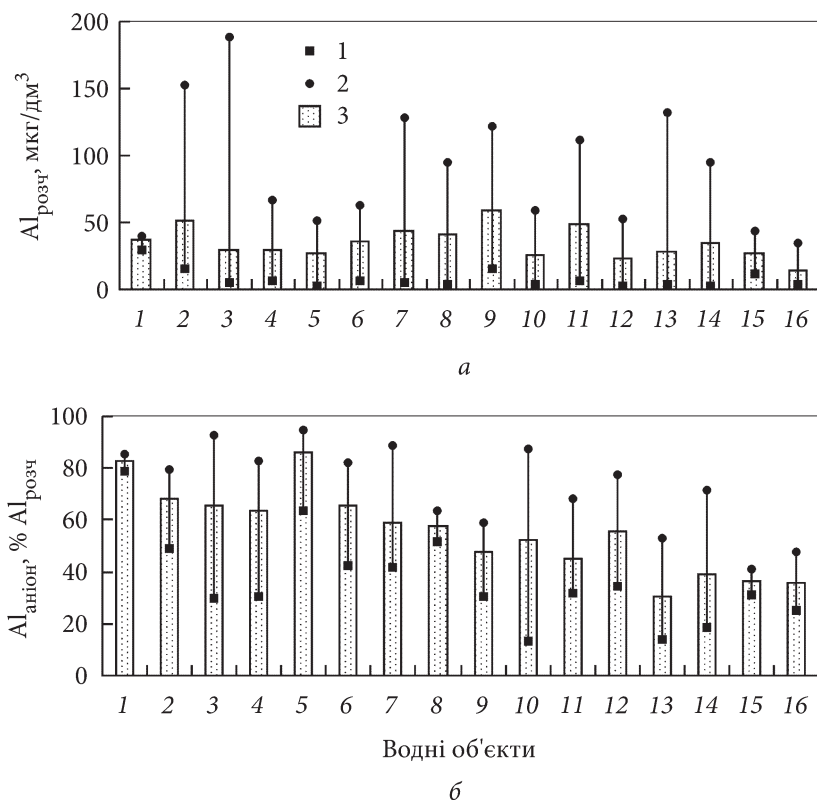


Рис. 1. Граничні (1, 2) та усереднені (3) величини концентрації розчинної форми $Al(III)$ у поверхневих водних об'єктах України (а) і частки аніонної фракції (аніонних комплексів) $Al(III)$, % $Al_{розч}$ (б). 1 — р. Прип'ять, с. Сенчиці, 2010 р.; 2 — Київське водосховище, 2009—2010 рр.; 3 — Канівське водосховище, 2009—2016 рр.; 4 — Дніпровське водосховище, 2009 р.; 5 — оз. Люцимир, 2011 р.; 6 — оз. Чорне Велике, 2011 р.; 7 — р. Десна, с. Хотянівка, 2011—2012 рр.; 8 — р. Дунай, Кілійська дельта, 2009—2013 рр.; 9 — Денишівське водосховище на р. Тетерів, 2012—2013 рр.; 10 — р. Серет, м. Тернопіль, 2011—2012 рр.; 11 — Буцьке водосховище на р. Гірський Тікич, 2011—2012 рр.; 12 — оз. Тельбін, м. Київ, 2008—2010, 2017 рр.; 13 — оз. Вербне, м. Київ, 2008—2012, 2017—2019 рр.; 14 — озера системи Опечень, 2015—2016, 2021—2022 рр.; 15 — р. Либідь, м. Київ, 2014 р.; 16 — Китаївські ставки, м. Київ, 2014 р.

інтервалі навіть за умови урахування лише усереднених величин (див. рис. 1, б).

Найбільший відносний вміст $Al_{розч}$ у складі аніонних комплексів припадає на водні об'єкти з високою концентрацією ГР, а саме на річки басейну Прип'яті, водосховища Дніпровського каскаду та деякі озера з Шацької групи. У цих водних об'єктах частка $Al_{аніон}$ за усередненими величинами становить 63—86 % $Al_{розч}$. При зниженні концентрації ГР частка аніонних комплексів $Al(III)$ також зменшується. Це зниження стає особливо помітним для водних об'єктів урбанізованої території, які, з одного боку, характеризуються доволі низькими показниками вмісту ГР, а з іншого,

зазнають істотного антропогенного впливу. До таких об'єктів належать р. Либідь, озера системи Опечень, оз. Вербне, Китаївські ставки. Всі вони знаходяться в межах мегаполісу м. Києва. Частка $Al_{\text{аніон}}$ в них становить в середньому 30,4—39,3 % $Al_{\text{розч.}}$

Ферум. Концентрація феруму у воді поверхневих водних об'єктів знаходиться у широкому діапазоні величин і залежить від багатьох чинників, зокрема кисневого режиму, інтенсивності процесів окиснення і відновлення, комплексоутворення та адсорбції, асиміляції гідробіонтами тощо. У водоймах з болотним типом живлення, а також у порових розчинах донних відкладів вміст $Fe(III)$ становить від кількох міліграмів до десятків міліграмів в 1 $дм^3$ [57].

За результатами наших багаторічних досліджень виявилось, що максимальні концентрації розчинного феруму ($Fe_{\text{розч.}}$) притаманні водним об'єктам з підвищеним вмістом ГР (рис. 2, а). Водночас, в озерах Вербному і системи Опечень також було виявлено доволі високі концентрації $Fe_{\text{розч.}}$ (від 0,8 до 3,4 $мг/дм^3$), хоча ці озера характеризуються порівняно невисокими показниками вмісту ГР [8]. У цьому випадку важливу роль відіграють анаеробні умови, які формуються в зазначених озерах та зумовлюють надходження феруму з донних відкладів.

Найбільшу частку феруму у складі комплексів з ГР ($Fe_{\text{аніон}}$) виявлено у воді р. Прип'яті, Київського і Канівського водосховищ та оз. Люцимир (рис. 2, б). Для цих водних об'єктів характерний підвищений вміст ГР, а частка $Fe_{\text{аніон}}$ змінюється в середньому від 76,4 до 56,2 % $Fe_{\text{розч.}}$. Найменшу частку $Fe_{\text{аніон}}$ виявлено у воді річок Рось (Білоцерківське водосховище), Серет, Либідь (м. Київ) і озер системи Опечень (м. Київ). Вона становить в середньому відповідно 23,5, 36,7, 27,4 і 34,4 % $Fe_{\text{розч.}}$. Отже, можна стверджувати, що за високої концентрації ГР переважна частина $Fe_{\text{розч.}}$ знаходиться у складі аніонних комплексів, які характеризуються доволі високою стабільністю [42].

Купрум. Концентрація $Cu(II)$, як і багатьох інших металів, у воді поверхневих водних об'єктів знаходиться в доволі широкому діапазоні, що може бути зумовлено впливом різних чинників середовища, зокрема антропогенного навантаження. Для цього металу характерна переважна міграція в розчиненому стані. Зумовлено це тим, що $Cu(II)$ утворює розчинні комплекси з органічними речовинами, наявними у природній воді. Для досліджуваних водних об'єктів України характерний широкий інтервал концентрації $Cu_{\text{розч.}}$ (рис. 3, а). Усереднені величини концентрації рідко перевищують 20 $мкг/дм^3$. Найчастіше високі концентрації $Cu(II)$ проявляються у водних об'єктах урбанізованої території, як це характерно для р. Либідь у м. Києві.

Для $Cu(II)$ характерне доволі активне зв'язування в комплекси з різними групами природних органічних сполук, але більшу частину $Cu_{\text{розч.}}$ було виявлено у складі аніонних комплексних сполук з ГР (рис. 3, б). У досліджуваних водних об'єктах відносний вміст $Cu(II)$ у складі аніонної фракції ($Cu_{\text{аніон}}$) змінюється за усередненими показниками в межах 27,0—78,2 % $Cu_{\text{розч.}}$, досягаючи максимальних величин у поверхневих водах з ви-

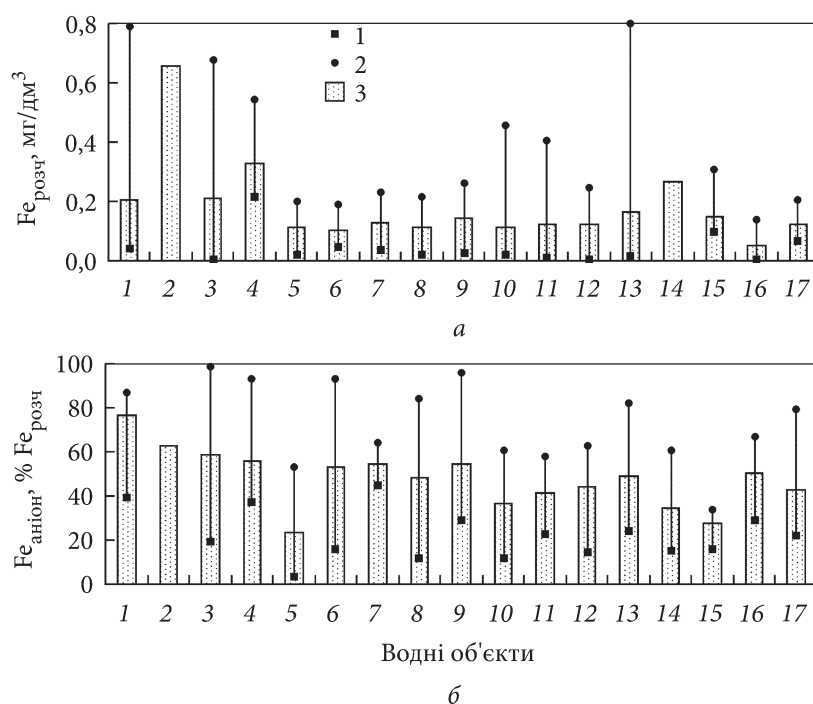


Рис. 2. Граничні (1, 2) та усереднені (3) величини концентрації розчинної форми Fe(III) у поверхневих водних об'єктах України (а) і частки аніонної фракції (аніонних комплексів) Fe(III), % $Fe_{розч}$ (б). 1 — р. Прип'ять, с. Сваловичі, 2012—2013 рр.; 2 — Київське водосховище, 1992—1994 рр.; 3 — Канівське водосховище, 2012—2013, 2016 рр.; 4 — оз. Люцимир, 2011 р.; 5 — Білоцерківське водосховище на р. Рось, 2011 р.; 6 — р. Десна, с. Хотянівка, 2011—2012 рр.; 7 — р. Дунай, Кілійська дельта, 2009—2013 рр.; 8 — р. Південний Буг, м. Хмельницький, 2011 р.; 9 — Денишівське водосховище на р. Тетерів, 2012—2013 рр.; 10 — р. Серет, м. Тернопіль, 2011—2012 рр.; 11 — Буцьке водосховище на р. Гірський Тікич, 2011—2012 рр.; 12 — Юрпільське водосховище на р. Гірський Тікич, 2012 р.; 13 — оз. Вербне, м. Київ, 2008—2012, 2017—2019 рр.; 14 — озера системи Опечень, 2015—2016, 2021—2022 рр.; 15 — р. Либідь, м. Київ, 2014 р.; 16 — Китаївські ставки, м. Київ, 2014 р.; 17 — Горіхуватські ставки, м. Київ, 2013 р., 2016 р.

соким вмістом ГР (передусім, це річки басейну Прип'яті, водосховища Дніпровського каскаду, оз. Люцимир та деякі інші водні об'єкти). Мінімальні величини відносного вмісту $Si_{аніон}$ характерні для Кілійської дельти р. Дунаю, озер Опечень, р. Либідь, в яких частка зазначеної фракції $Si(II)$ становила в середньому 46,0, 37,0 і 27,0 % $Si_{розч}$.

Згідно з результатами моделювання розчинних співіснуючих форм $Si(II)$ в поверхневих водах частка аніонних комплексних сполук цього металу може досягати 52,3—90,7 % $Si_{розч}$ [42]. Отримані нами результати в натурних умовах практично співпадають з розрахунковими, але частка $Si_{аніон}$ у водних об'єктах, які зазнають істотного антропогенного впливу, може бути набагато нижчою.

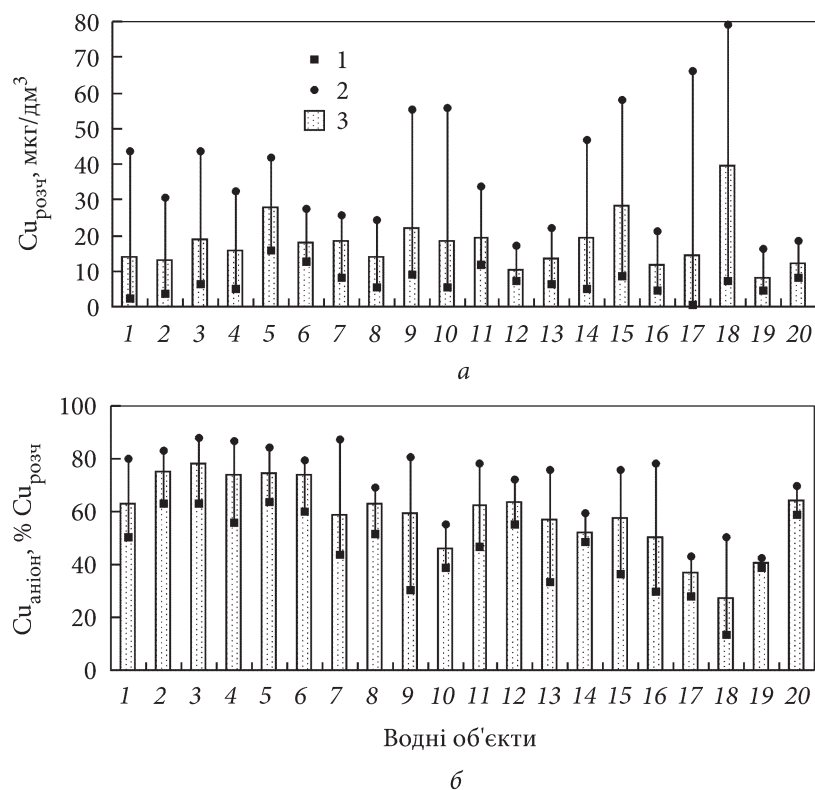


Рис. 3. Граничні (1, 2) та усереднені (3) величини концентрації розчинної форми $Cu(II)$ у поверхневих водних об'єктах України (а) і частки аніонної фракції (аніонних комплексів) $Cu(II)$, $\% Cu_{розч}$ (б). 1 — р. Прип'ять, с. Сваловичі, 2012 р.; 2 — річки басейну Прип'яті, 2012—2013 рр.; 3 — Київське водосховище, 2009—2010 рр.; 4 — Канівське водосховище, 2009—2013, 2016 рр.; 5 — Дніпровське водосховище, 2009 р.; 6 — оз. Люцимир, 2011 р.; 7 — оз. Чорне Велике, 2011 р.; 8 — Білоцерківське водосховище на р. Рось, 2011 р.; 9 — р. Десна, с. Хотянівка, 2011—2012 рр.; 10 — р. Дунай, Кілійська дельта, 2009—2013 рр.; 11 — р. Південний Буг, м. Хмельницький, 2011 р.; 12 — Денишівське водосховище на р. Тетерів, 2012—2013 рр.; 13 — р. Серет, м. Тернопіль, 2011—2012 рр.; 14 — Буцьке водосховище на р. Гірський Тікич, 2011—2012 рр.; 15 — Юрпільське водосховище на р. Гірський Тікич, 2012 р.; 16 — оз. Вербне, м. Київ, 2008—2012, 2017—2019 рр.; 17 — озера системи Опечень, 2015—2016, 2021—2022 рр.; 18 — р. Либідь, м. Київ, 2014 р.; 19 — Китаївські ставки, м. Київ, 2014 р.; 20 — Горіхуватські ставки, м. Київ, 2013, 2016 р.

Манган. Концентрація розчинного мангану ($Mn_{розч}$) у незабруднених поверхневих водних об'єктах зазвичай незначна. Зумовлено це тим, що цей метал доволі слабо зв'язується в комплекси з природними органічними лігандами, які знаходяться у поверхневих водах. Тому для нього характерніша міграція у складі завислих речовин, тобто адсорбційні процеси відіграють вагомішу роль у його поведінці. Водночас, за дефіциту кисню у водоймах та формування анаеробних умов відбувається відновлення $Mn(IV)$ в його оксидах і гідроксидах до $Mn(II)$ та перехід в розчинений

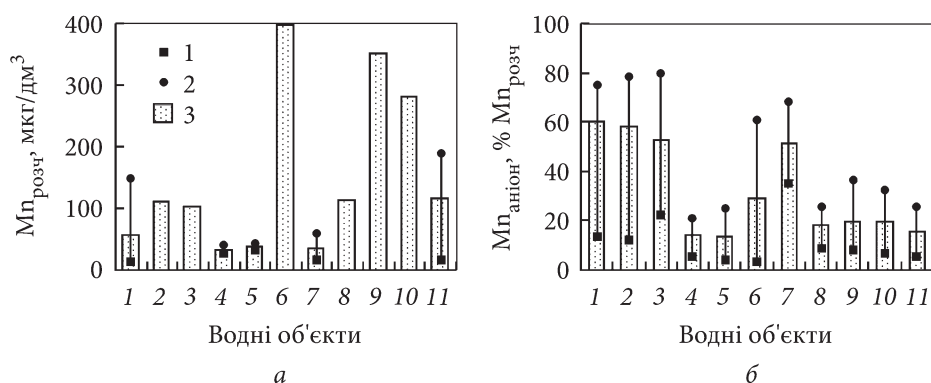


Рис. 4. Граничні (1, 2) та усереднені (3) величини концентрації розчинної форми Mn(II) у поверхневих водних об'єктах України (а) і частки аніонної фракції (аніонних комплексів) Mn(II), % Mn_{розч} (б). 1 — річки басейну Прип'яті, 2012—2013 рр.; 2 — Київське водосховище, 2008—2010 рр.; 3 — Канівське водосховище, 2012—2013, 2016 рр.; 4 — Білоцерківське водосховище на р. Рось, 2011 р.; 5 — оз. Люцимир, 2011 р.; 6 — озера системи Опечень, 2015—2016, 2021—2022 рр.; 7 — р. Десна, с. Хотянівка, 2011—2012 рр.; 8 — оз. Вербне, м. Київ, 2008—2012, 2017—2019 рр.; 9 — Китаївські ставки, м. Київ, 2014 р.; 10 — Горіхуватські ставки, м. Київ, 2013, 2016 рр.; 11 — р. Либідь, м. Київ, 2014 р.

стан. Це призводить до надходження мангану з донних відкладів у воду, яка контактує з ними, у вигляді Mn²⁺-йонів. Концентрація Mn_{розч} може досягати десятків і сотень мікрограмів або навіть міліграмових кількостей в 1 дм³ (рис. 4, а).

Манган, порівняно з багатьма іншими металами, гірше зв'язується у комплексні сполуки з РОР, і навіть з ГР. Водночас, за високих концентрацій ГР у воді вміст і частка Mn_{розч} у складі комплексних сполук з ними може зростати. Це характерно для річок басейну р. Прип'яті, Київського і Канівського водосховищ і р. Десни, де частка аніонних комплексів мангану (Mn_{аніон}) досягає максимальних величин (рис. 4, б) і знаходиться в середньому в межах 51,3—60 % Mn_{розч}. В інших водних об'єктах частка Mn_{аніон} не перевищувала 13,5—28,9 % Mn_{розч}.

Отже, у водних об'єктах з високою кольоровістю води відбувається зв'язування йонів Mn²⁺ у комплекси з ГР, що найбільш помітно проявилось при дослідженні річок басейну р. Прип'яті (рис. 5). Хоча відомо, що такі комплекси характеризуються як слабкі [42].

Хром. Дані стосовно вмісту розчинного хрому (Cr_{розч}) у досліджуваних поверхневих водних об'єктах наведено на рисунку 6. Найбільші його величини (див. рис. 6, а) було виявлено у воді Дніпровського водосховища, Кілійської дельти р. Дунаю та озер Тельбін і Вербне, які знаходяться в межах мегаполісу і зазнають антропогенного навантаження. У всіх інших водних об'єктах усереднена концентрація Cr_{розч} знаходиться в межах 6,9—14,3 мкг/дм³.

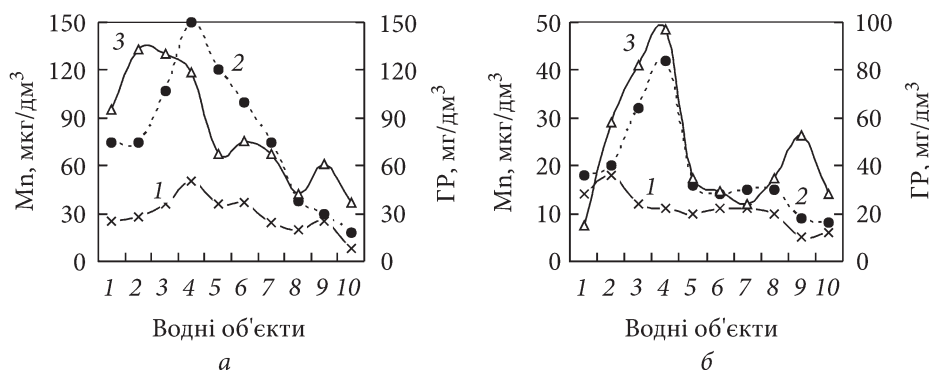


Рис. 5. Вміст $Mn_{\text{лаб}}$ (крива 1) і $Mn_{\text{розч}}$ (крива 2) у воді річок басейну р. Прип'яті залежно від концентрації ГР (крива 3) влітку (а) і восени (б) 2010 р. 1—9 — відповідно річки Словечна, Уборть, Ствига, Льва, Горинь, Стир, Простир, Стохід, Прип'ять (с. Сенчиці), 10 — канал Хабарище.

За результатами досліджень, які проводились протягом 1994—2022 рр., встановлено, що частка $Cr(III)$ у складі комплексних сполук з ГР ($Cr_{\text{аніон}}$) змінювалась від 11,9 до 89,0 % $Cr_{\text{розч}}$ (див. рис. 6, б). У водосховищах Дніпровського каскаду відносний вміст $Cr_{\text{аніон}}$ змінюється в середньому в межах 45—58 % $Cr_{\text{розч}}$ (рис. 7).

Цинк. У досліджуваних водних об'єктах України концентрація $Zn_{\text{розч}}$ за усередненими даними багаторічних досліджень змінюється від 9,1 до 63,9 мкг/дм^3 (рис. 8, а). Зростання концентрації $Zn_{\text{розч}}$ в кінці 80-х і в середині 90-х років минулого століття було характерним для води Кременчуцького, Дніпровського і Каховського водосховищ (максимальні величини в межах 105—130 мкг/дм^3) порівняно з вище розташованими Київським і Канівським водосховищами (відповідно 45,2 і 43,5 мкг/дм^3). Високі концентрації $Zn_{\text{розч}}$ характерні також для водних об'єктів м. Києва, які зазнають істотного антропогенного впливу. Серед них слід відмітити передусім оз. Тельбін та озера системи Опечень, в яких максимальна концентрація $Zn_{\text{розч}}$ досягала 94 і 142 мкг/дм^3 .

Частка аніонних комплексів цинку ($Zn_{\text{аніон}}$) змінюється в широких межах і становить у середньому 6,0—58,5 % $Zn_{\text{розч}}$ (рис. 8, б). Як і у випадку з іншими досліджуваними металами, вона зростає у поверхневих водах з високим вмістом ГР. Так, у водосховищах Дніпровського каскаду вона становить у середньому 39,8—58,5 % $Zn_{\text{розч}}$, а за максимальними показниками досягає 68,0—76,5 % $Zn_{\text{розч}}$. Найнижчі величини відносного вмісту $Zn_{\text{аніон}}$ характерні для річок Тиса і Либідь (за усередненими показниками 13,0 і 6,0 % $Zn_{\text{розч}}$). У цих річках концентрація ГР не перевищує в середньому відповідно 6,2 і 6,9 мг/дм^3 . Тобто можна зазначити, що зі зниженням концентрації ГР частка аніонних комплексів $Zn(II)$ також істотно знижується. Певною мірою це простежується на прикладі дніпровських водосховищ. Вниз по каскаду частка $Zn_{\text{аніон}}$, за усередненими показниками, знижується з 58,5 до 39,8 % $Zn_{\text{розч}}$, тобто майже у 1,5 раза, що пояснюється

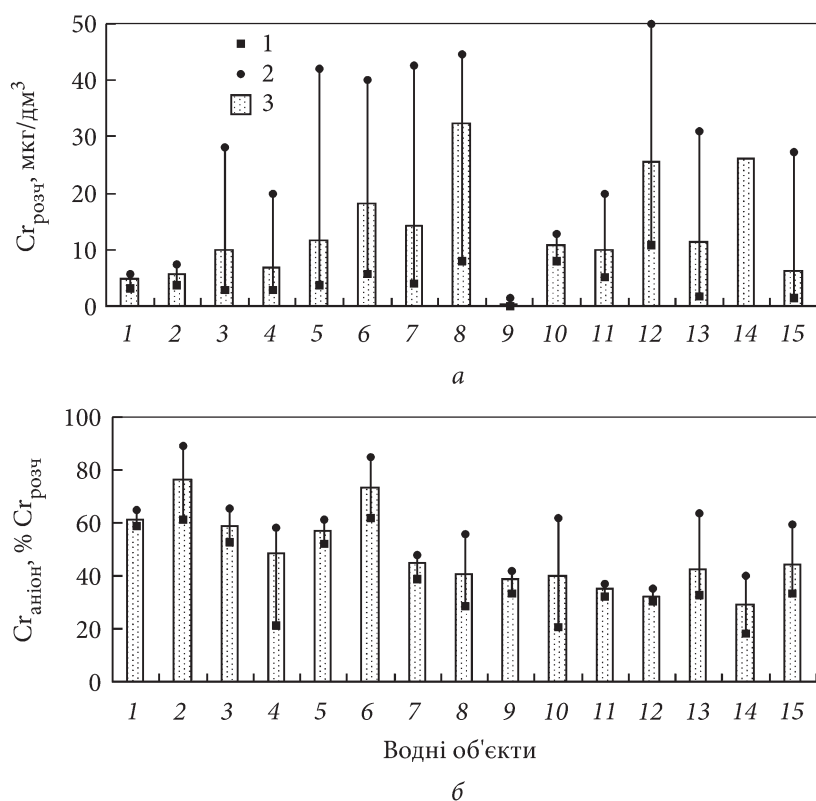


Рис. 6. Граничні (1, 2) та усереднені (3) величини концентрації розчинної форми Cr(III) у поверхневих водних об'єктах України (а) і частки аніонної фракції (аніонних комплексів) Cr(III), % $C_{g_{розч}}$ (б). 1 — р. Прип'ять, 2012—2013 рр.; 2 — річки басейну Прип'яті, 2012—2013 рр.; 3 — Київське водосховище, 2009—2010 рр.; 4 — Канівське водосховище, 2012—2013, 2016 рр.; 5 — Кременчуцьке водосховище, 1992—1994 рр.; 6 — Дніпровське водосховище, 2009 р.; 7 — Каховське водосховище, 1994 р.; 8 — Кілійська дельта Дунаю, 1987 р.; 9 — р. Тиса, 2015—2016 рр.; 10 — р. Десна, с. Хотятівка, 2011—2012 рр.; 11 — р. Либідь, м. Київ, 2014 р.; 12 — оз. Тельбін, м. Київ, 2008—2010, 2017 рр.; 13 — озера системи Опечень, 2015, 2021—2022 рр.; 14 — оз. Вербне, м. Київ, 2008—2012, 2017—2019 рр.; 15 — Китаївські ставки, м. Київ, 2014 р.

зниженням концентрації ГР. За одними оцінками вона знижується в середньому з 22,0 до 9,0 мг/дм³, за іншими — з 15,5 до 7,6 мг/дм³, тобто приблизно вдвічі. До цього слід додати, що Zn(II) утворює з ГР порівняно слабкі за стійкістю комплексні сполуки [42].

У малих водоймах м. Києва частка $Zn_{аніон}$ виявилась помітно нижчою (40,0—46,5 % $Zn_{розч}$), ніж, скажімо, у верхніх водосховищах Дніпровського каскаду та деяких річках, що пояснюється, з одного боку, невисокими значеннями концентрації ГР, а з іншого, їхньою високою біопродуктивністю та збільшенням частки органічних речовин-екзометаболітів у загальному складі РОР. Зниження частки аніонних комплексів Zn(II) в літньо-осінню пору року характерне як для водосховищ Дніпровського каскаду, так і особливо для малих водойм м. Києва через зростання кон-

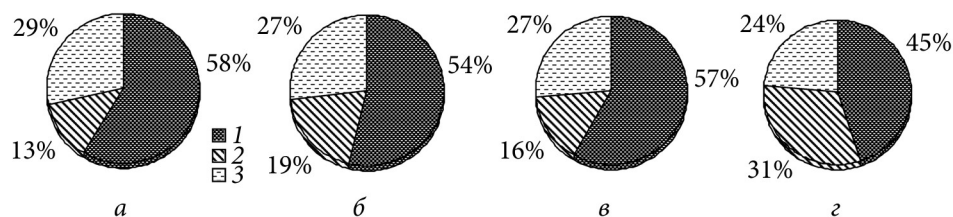


Рис. 7. Масова частка аніонних (1), катіонних (2) і нейтральних (3) комплексних сполук Cr(III) відповідно з кислотною (переважають ГР), основною (домінують білковоподібні сполуки) та нейтральною (основу складають вуглеводи) групами РОР у воді Київського (а), Канівського (б), Кременчуцького (в) і Каховського (г) водосховищ (за усередненими величинами вмісту, % $\text{Cr}_{\text{розч}}$)

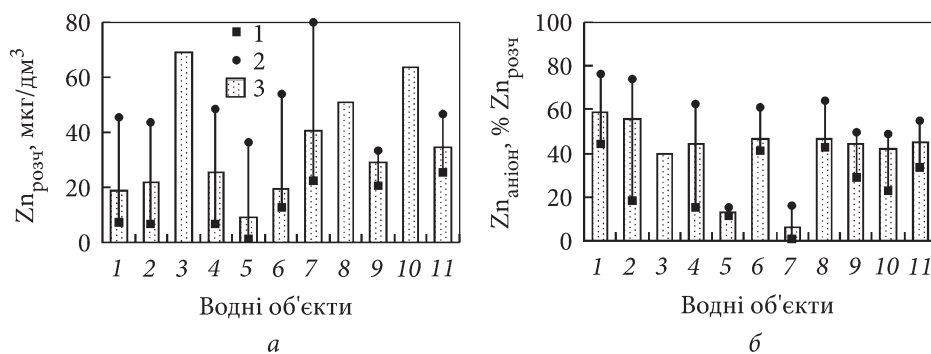


Рис. 8. Граничні (1, 2) та усереднені (3) величини концентрації розчинної форми Zn(II) у поверхневих водних об'єктах України (а) і частки аніонної фракції (аніонних комплексів) Zn(II), % $\text{Zn}_{\text{розч}}$ (б). 1 — Київське водосховище, 2008—2010 рр.; 2 — Канівське водосховище, 2007—2010 рр.; 3 — Каховське водосховище, літо і осінь 1994 р.; 4 — Кілійська дельта Дунаю, 1990—1993 рр.; 5 — р. Тиса, 2015—2016 рр.; 6 — р. Десна, с. Хотянівка, 2006—2007 рр.; 7 — р. Либідь, м. Київ, 2014 р.; 8 — оз. Тельбін, м. Київ, 2007—2009 рр.; 9 — оз. Вербне, м. Київ, 2008 р.; 10 — озера системи Опечень, м. Київ, 2015 р.; 11 — оз. Йорданське, м. Київ, 2008 р.

центрації органічних речовин-екзометаболітів, які також здатні зв'язувати Zn(II) у відповідні комплекси.

Плюмбум. У незабруднених поверхневих водах концентрація Pb(II) змінюється зазвичай від десятих часток до кількох мікрограмів в 1 дм³. У водних об'єктах України, які досліджувались нами, вміст розчинного плумбуму ($\text{Pb}_{\text{розч}}$) змінюється в середньому від 2,9 до 16,3 мкг/дм³ (рис. 9, а). Найбільш забрудненою сполуками Pb(II) виявилась р. Либідь у м. Києві, у воді якої усереднена його концентрація становить 59,6 мкг/дм³, а максимальна досягає 108,4 мкг/дм³.

Для Pb(II) характерний доволі високий ступінь зв'язування у комплекси з ГР у досліджуваних водних об'єктах, за винятком річок Тиса і Либідь (рис. 9, б). В останніх частка аніонних комплексів плумбуму ($\text{Pb}_{\text{аніон}}$) становила в середньому 27,0 і 21,5 % $\text{Pb}_{\text{розч}}$. В решті досліджуваних

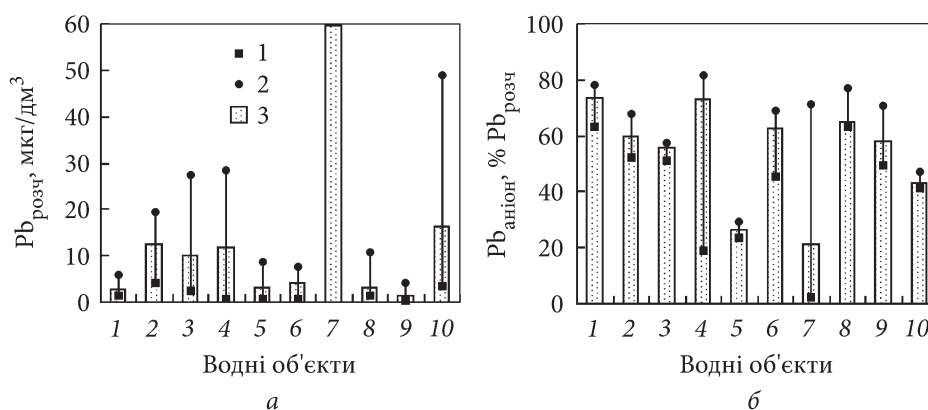


Рис. 9. Граничні (1, 2) та усереднені (3) величини концентрації розчинної форми Pb(II) у поверхневих водних об'єктах України (а) і частки аніонної фракції (аніонних комплексів) Pb(II), % Pb_{розч} (б). 1 — Київське водосховище, 2006—2010 рр.; 2 — Канівське водосховище, 2006—2010 рр.; 3 — Каховське водосховище, літо і осінь 1994 р.; 4 — Кілійська дельта Дунаю, 2009—2010 рр.; 5 — р. Тиса, 2015—2016 рр.; 6 — р. Десна, с. Хотянівка, 2008—2009 рр.; 7 — р. Либідь, м. Київ, 2014 р.; 8 — оз. Тельбін, м. Київ, 2008—2010, 2017 рр.; 9 — оз. Вербне, м. Київ, 2008—2010, 2012, 2017, 2019 рр.; 10 — озера системи Опечень, м. Київ, 2015 р.

водних об'єктів відносний вміст зазначених комплексів змінювався в межах 41,2—78,3 % Pb_{розч}. У водних об'єктах з високою концентрацією ГР частка Pb_{аніон} була максимальною і знаходилась в інтервалі 52,4—78,3 % Pb_{розч}. Це значною мірою відрізняється від результатів моделювання співіснуючих форм Pb_{розч}, які наведені в роботі [42]. Розрахунки показують, що частка аніонних комплексних сполук цього металу у поверхневих водах не перевищує 0,5—3,9 % Pb_{розч}. Напевно, така різниця між розрахунковими даними і результатами натурних досліджень викликана тим, яку величину умовної константи стійкості комплексів Pb(II) з ГР (β') використано у розрахунках.

Молибден. У досліджуваних водних об'єктах України вміст розчинного молибдену (Mo_{розч}) зазвичай не перевищує 20 мкг/дм³ (рис. 10, а).

Виняток становлять річки Стугна і Либідь. Підвищені концентрації Mo_{розч} в р. Стугні зумовлені його надходженням із золівідвалів Трипільської ТЕС, переважно у вигляді MoO₄²⁻-аніонів, частка яких становила 26,5—73,0 % Mo_{розч}. Річка Либідь (м. Київ) відноситься до забруднених водних об'єктів мегаполісу.

У більшості з досліджуваних водних об'єктів України молибден входить до складу комплексних сполук з ГР, частка яких становить 12,5—94,4 % Mo_{розч} (рис. 10, б). Максимальні її показники характерні для водних об'єктів з підвищеною концентрацією ГР, натомість в озерах м. Києва вона була дещо нижчою (див. рис. 10, б). У річках Стугна і Либідь ця частка виявилась мінімальною через їхнє істотне забруднення та порівняно невисокий вміст ГР.

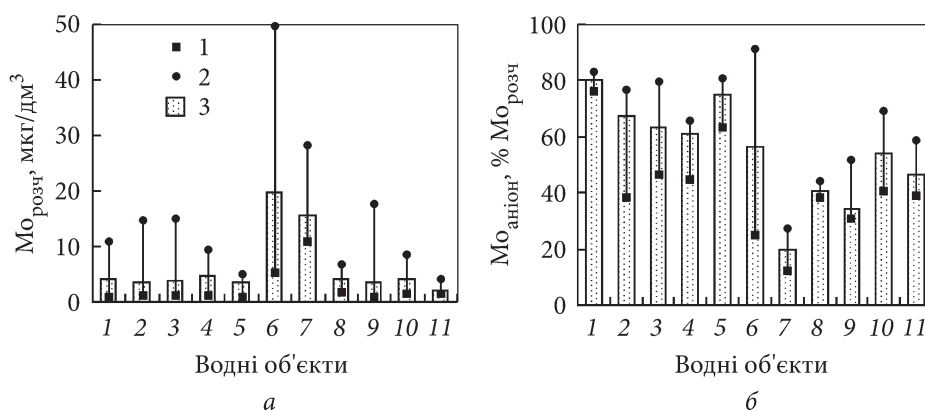


Рис. 10. Граничні (1, 2) та усереднені (3) величини концентрації розчинної форми $Mo(VI)$ у поверхневих водних об'єктах України (а) і частки його комплексів з ГР, $\% Mo_{розч}$ (б). 1 — р. Припять, с. Сваловичі, 2012—2013 рр.; 2 — Київське водосховище, 2010 р.; 3 — Канівське водосховище, 2006—2013, 2016 рр.; 4 — Кілійська дельта Дунаю, 2012—2013, 2019 рр.; 5 — р. Десна, с. Хотянівка, 2011—2012 рр.; 6 — р. Стугна, 2011—2012 рр.; 7 — р. Либідь, м. Київ, 2014 р.; 8 — оз. Тельбін, м. Київ, 2008—2010, 2017 рр.; 9 — оз. Вербне, м. Київ, 2008—2010, 2012, 2017—2018 рр.; 10 — озера системи Опечень, м. Київ, 2015 р.; 11 — Горіхуватський ставок № 5, 2016 р.

Добре відомо, що висока спорідненість $Mo(VI)$ до кисню і знаходження його у складі оксоаніону MoO_4^{2-} зумовлюють значну інертність цього металу при утворенні комплексів з іншими лігандами. Однак комплексоутворення молібдену з органічними лігандами природного походження відбувається, що підтверджується результатами експериментальних і натурних досліджень. Про це йдеться у раніше опублікованій нами статті [34]. Таке комплексоутворення відбувається за участі $Mo(V)$ після відновлення MoO_4^{2-} . Оскільки $Mo(V)$ у природному водному середовищі може знаходитись у вигляді MoO_2^+ , то цілком очевидно, що саме ця форма молібдену здатна зв'язуватись у комплекси з органічними лігандами, у тому числі з ГР. До цього ж слід враховувати, що ГР, завдяки їхнім відновлювальним властивостям, здатні до відновлення $Mo(VI)$ до $Mo(V)$ [30, 31]. Зокрема, за допомогою метода електронного парамагнітного резонансу було виявлено взаємодію $Mo(VI)$ і $Mo(V)$ з ГК [28]. Стабільну асоціацію між молібденом і водним гумусом виявлено шляхом хроматографічних досліджень з використанням йонообмінних смол XAD і целюлозного аніоніту DEAE [11].

Кадмій. Дослідження співіснуючих форм розчинного кадмію ($Cd_{розч}$) доволі обмежені. Вони стосуються водосховищ Дніпровського каскаду (1992—1994 рр.), Дніпровсько-Бузького лиману (1994 р.), деяких річок басейну Тиси (2015—2016 рр.) і водних об'єктів м. Києва (озера системи Опечень, 2015 р., р. Либідь, 2014 р.). Результати досліджень наведено на рисунку 11. Концентрація $Cd_{розч}$ у дніпровських водосховищах становила 0,1—10,4 мкг/дм³ (див. рис. 11, а).

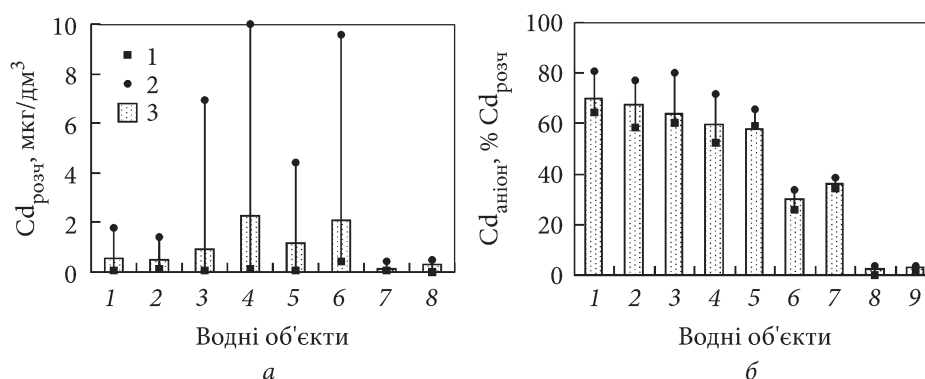


Рис. 11. Граничні (1, 2) та усереднені (3) величини концентрації розчинної форми Cd(II) у поверхневих водних об'єктах України (а) і частки його аніонних комплексів з ГР, % $Cd_{розч}$ (б). 1—5 — водосховища Дніпровського каскаду (Київське, Канівське, Кременчуцьке, Дніпровське і Каховське), 1992—1994 рр.; 6 — Дніпровсько-Бузький лиман, 1994 р.; 7 — р. Тиса, 2015—2016 рр.; 8 — озера системи Опечень, м. Київ, 2015 р.; 9 — р. Либідь, м. Київ, 2014 р.

Найбільш забрудненим сполуками Cd(II) виявилось на той час Дніпровське водосховище, яке знаходиться у промисловому регіоні. Річки басейну Тиси характеризуються доволі низьким вмістом $Cd_{розч}$, який не перевищує 0,6 мкг/дм³. Це ж стосується і озер системи Опечень, в яких максимальна концентрація $Cd_{розч}$ досягає 0,5 мкг/дм³. Доволі забруднена кадмієм р. Либідь, вміст $Cd_{розч}$ у воді якої варіює в межах 8,0—29,1 мкг/дм³ (у середньому 16,9 мкг/дм³).

У водоймах з підвищеним вмістом ГР, до яких належать водосховища Дніпровського каскаду, частка $Cd_{аніон}$ виявилась доволі високою — в середньому 57,6—70,0 % $Cd_{розч}$ (див. рис. 11, б). У воді Дніпровсько-Бузького лиману вона знизилась до 30,0 % $Cd_{розч}$, що пояснюється підвищеним вмістом Cl^- -йонів. Приблизно такі самі показники характерні для р. Тиси. В озерах системи Опечень і р. Либідь, які зазнають постійного антропогенного впливу, частка аніонних комплексів Cd(II) виявилась мінімальною і не перевищувала в середньому 2,5—2,8 % $Cd_{розч}$.

Ванадій. Вміст ванадію в незабруднених поверхневих водах не перевищує декількох мікрограмів в 1 дм³. У досліджуваних нами водних об'єктах концентрація розчинного ванадію ($V_{розч}$) змінювалась у межах 0,4—9,0 мкг/дм³, складаючи в середньому 0,5—5,8 мкг/дм³ (рис. 12, а).

За результатами наших досліджень встановлено, що $V_{розч}$ мігрує переважно у складі комплексних сполук з ГР. Частка таких комплексів у воді досліджуваних водних об'єктів змінювалась у межах 36,8—67,9 % $V_{розч}$ (рис. 12, б).

Необхідно зазначити, що зв'язування ванадію в комплекси з ГР не відбувається таким же чином, як, наприклад, катіонів металів (Al^{3+} , Fe^{3+} , Cu^{2+} , Zn^{2+} , Pb^{2+} та ін.), оскільки в окиснювальних умовах поверхневих природних вод він може знаходитись у вигляді оксоаніону HVO_4^{2-} .

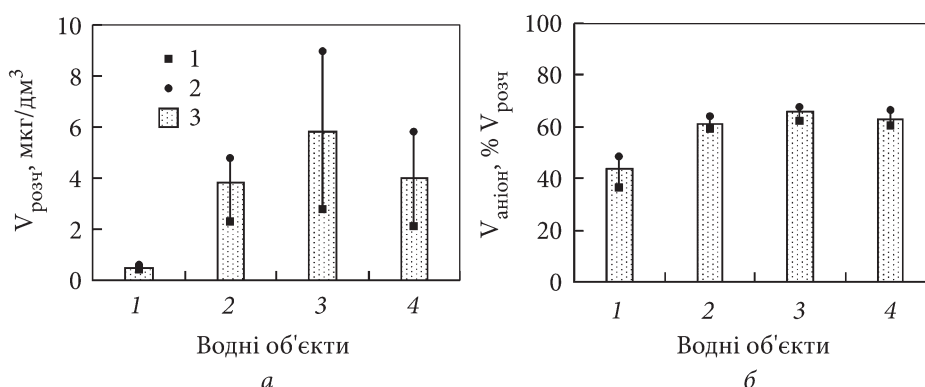


Рис. 12. Граничні (1, 2) та усереднені (3) величини концентрації розчинної форми $V(V)$ у деяких поверхневих водних об'єктах України (а) і частки його аніонних комплексів з ГР, % $V_{\text{розч}}$ (б). 1 — Канівське водосховище, затока Оболонь, 2003 р.; 2 — Кілійська дельта р. Дунаю, 2003 р.; 3 — р. Рось, поблизу м. Біла Церква, 2003 р.; 4 — р. Ступна, ближче до м. Києва, 2003 р.

Від'ємний заряд в HVO_4^{2-} інгібує утворення сильних електростатичних зв'язків з ГР, які також негативно заряджені (хоча ковалентні хімічні зв'язки потенційно можливі). Методом електронного парамагнітного резонансу (ЕПР) було встановлено, що у складі фульватних комплексів ванадій знаходиться у вигляді ванадил-йону VO^{2+} . Оскільки ГК і ФК характеризуються відновлювальними властивостями [31], то, цілком вірогідно, що спочатку відбувається відновлення $V(V)$ до $V(IV)$ з наступним зв'язуванням VO^{2+} в комплекси за участі карбоксильних груп ГР [39].

Титан. Науковий інтерес до цього хімічного елемента постійно зростає, адже широке використання наночастинок титану (TiO_2) у різних сферах зумовлює необхідність дослідження їхнього впливу на живі організми. З'ясовано, що вони проявляють токсичний вплив на бактерії, водорості, безхребетних тварин, риб, а також на ссавців [23, 50]. Токсичність наночастинок TiO_2 зростає зі зменшенням їхнього розміру. Наявність наночастинок TiO_2 у воді може впливати на поглинання інших токсикантів живими організмами. Наприклад, за їхньої присутності акумуляція $Cd(II)$ коропом на 146 % більша, ніж у контролі, де вони були відсутні [58].

Дослідження співіснуючих форм титану у поверхневих водах України проводили протягом 2012—2015 рр. Частка титану у складі завислих речовин ($Ti_{\text{зав}}$) у воді річок України становить 62,3—88,6 % його загального вмісту. Концентрація розчинного титану ($Ti_{\text{розч}}$) у водних об'єктах України змінюється у доволі широкому інтервалі величин — від аналітичного нуля до 86,0 мкг/дм³ (рис. 13, а).

Частка титану у складі аніонних комплексних сполук ($Ti_{\text{аніон}}$) також знаходилась у широкому інтервалі величин — 32,3—98,5 % $Ti_{\text{розч}}$ (рис. 13, б). З отриманих результатів досліджень важко зробити однозначний вис-

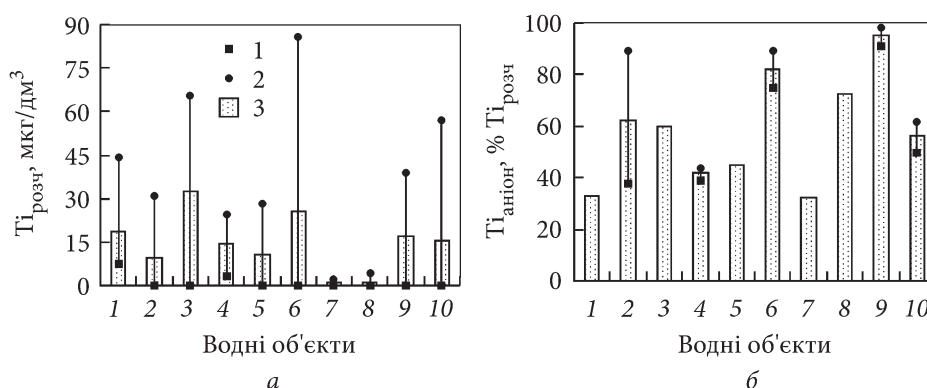


Рис. 13. Граничні (1, 2) та усереднені (3) величини концентрації розчинної форми Ti(IV) у деяких поверхневих водних об'єктах України (а) і частки його аніонних комплексів з ГР, % Ti_{розч} (б). 1 — р. Цир (басейн р. Прип'яті), 2012—2013 рр.; 2 — Канівське водосховище, 2012—2013 рр.; 3 — Кілійська дельта р. Дунаю, 2012 р.; 4 — р. Десна, с. Хотянівка, 2012 р.; 5 — Юрпільське водосховище на р. Гірський Тікич, 2012 р.; 6 — Денишівське водосховище на р. Тетерев, 2012—2013 рр.; 7 — оз. Йорданське, м. Київ, 2012 р.; 8 — оз. Вербне, м. Київ, 2012 р.; 9 — Китайвські ставки, м. Київ, 2014 р.; 10 — р. Либідь, м. Київ, 2014 р.

новок щодо впливу концентрації ГР на частку Ti_{аніон}, оскільки, на нашу думку, досліджено недостатню кількість водних об'єктів з різним вмістом ГР. Наприклад, у Канівському водосховищі вміст ГР зростає у весняно-літній період до доволі високих величин 36—53 мг/дм³ — за середнього їхнього вмісту 22 мг/дм³. У свою чергу, частка Ti_{аніон} також змінюється в широкому інтервалі величин — від 37,9 до 89,4 % Ti_{розч}. У таких водних об'єктах, як Китайвські ставки (м. Київ) і Денишівське водосховище на р. Тетерев, високі величини відносного вмісту Ti_{аніон} (відповідно 92,3—98,5 % і 75—89 % Ti_{розч}) проявлялись протягом усього періоду досліджень, хоча вони характеризуються невисокими показниками концентрації ГР. Отже, можна стверджувати, з одного боку, про важливу роль ГР у міграції титану в розчиненому стані, а з іншого, про відсутність помітної залежності між вмістом ГР у воді і часткою Ti_{аніон}. Проведення додаткових досліджень може сприяти виявленню тіснішого взаємозв'язку між цими показниками.

Висновки

Гумусові речовини — найпоширеніша група природних органічних речовин поверхневих вод, які значною мірою впливають на стан водних об'єктів у цілому і на якість води в них. Важлива функція гумусових речовин — це їхня здатність до детоксикації токсикантів різної хімічної природи, зокрема важких металів та органічних ксенобіотиків, за рахунок комплексоутворення та зв'язування в адукти.

Результати багаторічних досліджень гумусових речовин у різноманітних водних об'єктах України (річки, озера, водосховища, малі водойми

урбанізованої території тощо) показали, що за рахунок комплексоутворення з ними більша частина досліджених нами металів (Al, Fe, Cu, Mn, Cr, Zn, Pb, Mo, Cd, V, Ti) виявилась у складі аніонних комплексних сполук. Частка таких комплексів залежить значною мірою від концентрації гумусових речовин у тому чи іншому водному об'єкті, а також від хімічних властивостей самих металів. У водних об'єктах з підвищеним вмістом гумусових речовин зазначена частка найбільша. До таких відносяться річки басейну Прип'яті та водосховища Дніпровського каскаду. У річках і водоймах з низьким вмістом гумусових речовин вона істотно знижується, як це було встановлено для Pb(II) і Cd(II) у воді р. Тиси, та набуває найменших значень у водних об'єктах урбанізованої території, до яких відносяться озера і ставки м. Києва.

Переважне зв'язування металів у комплекси з гумусовими речовинами слід розглядати як важливий екологічний чинник, оскільки це впливає на їхню міграційну здатність і розподіл між співіснуючими формами, біодоступність і токсичність для гідробіонтів. У більшості випадків, як показують багаточисленні результати експериментальних досліджень, відбувається зниження концентрації так званих «вільних» (гідратованих) йонів металів як найбільш токсичної їхньої фракції. Високомолекулярні фракції гумусових речовин розглядаються як важливі сорбенти для різноманітних токсикантів, які здатні виводити їх з водного середовища через седиментацію.

Список використаної літератури

1. Линник П.Н., Набиванец Б.И. Формы миграции металлов в пресных поверхностных водах. Ленинград: Гидрометеиздат, 1986. 270 с.
2. Линник П.Н., Набиванец Ю.Б. Применение метода инверсионной вольтамперометрии для определения свободных и связанных ионов цинка и свинца в природных водах. *Гидробиол. журн.* 1988. Т. 24, №1. С. 68—71.
3. Набиванец Б.И., Линник П.Н., Калабина Л.В. Кинетические методы анализа природных вод. Киев: Наук. думка, 1981. 140 с.
4. Набиванец Б.И., Осадчий В.И., Осадча Н.М., Набиванец Ю.Б. Аналітична хімія поверхневих вод. Київ: Наук. думка, 2007. 456 с.
5. Основы аналитической химии. Практическое руководство / Под ред. Ю.А. Золотова. Москва: Высш. шк., 2001. 463 с.
6. Пат. 75995 Україна, МПК⁵¹ (2012.01) G 01 N 1/00 Модифікований батометр-склянка: винахідник Жежеря В.А., власник Інститут гідробіології НАН України. № у 2012 05246; заяв. 27.04.12; опубл. 25.12.12, Бюл. № 24. Режим доступу: http://nbuv.gov.ua/UJRN/ktvsh_2016_15%282%29__10
7. Савранский Л.И., Наджафова О.Ю. Спектрофотометрическое исследование комплексообразования Cu, Fe и Al с хромазуролом S в присутствии смеси катионного и неионогенного ПАВ. *Журн. аналит. химии.* 1992. Т. 47, № 9. С. 1613—1617.
8. Стан водних об'єктів урбанізованих територій. Озера системи Опечень / За ред. д.х.н. проф. П.М. Линника. Київ: Інститут гідробіології НАН України, 2023. 175 с.
9. Adusei-Gyamfi J., Ouddane B., Rietveld L. et al. Natural organic matter-cations complexation and its impact on water treatment: a critical review. *Water Research.* 2019. Vol. 160. P. 130—147.
10. Aguer J.P., Richard C., Andreux F. Effect of light on humic substances: Production of reactive species. *Analisis.* 1999. Vol. 27, N 5. P. 387—390.

11. Albéric P., Viollier E., Jezequel D. et al. Interactions between trace elements and dissolved organic matter in the stagnant anoxic deep layer of a meromictic lake. *Limnol. Oceanogr.* 2000. Vol. 45, N 5. P. 1088—1096.
12. Al-Reasi H.A., Wood C.M., Smith D.S. Physicochemical and spectroscopic properties of natural organic matter (NOM) from various sources and implications for ameliorative effects on metal toxicity to aquatic biota. *Aquat. Toxicol.* 2011. Vol. 103. P. 179—190.
13. Aquatic ecosystems: interactivity of dissolved organic matter / Ed. by Stuart E.G. Findlay, Robert L. Sinsabaugh. San Diego: Academic Press, 2003. 512 p.
14. Boguta P., Sokołowska Z. Zinc binding to fulvic acids: assessing the impact of pH, metal concentrations and chemical properties of fulvic acids on the mechanism and stability of formed soluble complexes. *Molecules.* 2020. Vol. 25. Article number 1297. 24 p.
15. Borpatragohain B., Sahoo S., Rai A. An overview on the impact, interaction and fate of xenobiotic-soil organic matter complexes. *Intern. J. Chem. Studies.* 2019. Vol. 7, N 3. P. 4935—4941.
16. Brinkmann T., Hörsch P., Sartorius D. et al. Photoformation of low-molecular-weight organic acids from brown water dissolved organic matter. *Environ. Sci. Technol.* 2003. Vol. 37, N 18. P. 4190—4198.
17. Chianese S., Fenti A., Iovino P. et al. Sorption of organic pollutants by humic acids: a review. *Molecules.* 2020. Vol. 25, N 4. Article number 918.
18. De Laurentiis E., Minella M., Maurino V. et al. Effects of climate change on surface-water photochemistry: a review. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 2014. Vol. 21, N 20. P. 11770—11780.
19. Eshwar M., Srilatha M., Bhanu Rekha K. et al. Characterization of humic substances by functional groups and spectroscopic methods. *Int. J. Curr. Microbiol. App. Sci.* 2017. Vol. 6, N 10. P. 1768—1774.
20. Fragouli P.G., Roulia M., Vassiliadis A.A. Macromolecular size and architecture of humic substances used in the dyes'adsorptive removal from water and soil. *Agronomy.* 2023. Vol. 13. Article number 2926. 20 p.
21. Frimmel F.H. Impact of light on the properties of aquatic natural organic matter. *Environ Intern.* 1998. Vol. 24, N 5—6. P. 559—571.
22. Frimmel F.H. Photochemical aspects related to humic substances. *Ibid.* 1994. Vol. 20, N 3. P. 373—385.
23. Handy R.D., Owen R., Valsami-Jones E. The ecotoxicology of nanoparticles and nanomaterials: current status, knowledge gaps, challenges, and future needs. *Ecotoxicology.* 2008. Vol. 17, N 5. P. 315—325.
24. Hriciková S., Kožárová I., Hudáková N. et al. Humic substances as a versatile intermediary. *Life.* 2023. Vol. 13. Article number 858. 25 p. <https://doi.org/10.3390/life13040858>
25. Humic substances in soil, sediment and water. Ed. by G.R. Aiken, D.M. McKnight, R.L. Wershaw and P. MacCarthy. New York: John Wiley and Sons, Inc., 1985. 692 p.
26. Ivanova B., Spiteller M. Binding affinity of terrestrial and aquatic humics toward organic xenobiotics. *J. Environ. Chem. Engineering.* 2016. Vol. 4, N 1. P. 498—510.
27. Klucáková M. Size and charge evaluation of standard humic and fulvic acids as crucial factors to determine their environmental behavior and impact. *Front. Chem.* 2018. Vol. 6. Article 235. 8 p.
28. Lakatos B., Tibai T., Meisel J. EPR spectra of humic acids and their metal complexes. *Geoderma.* 1977. Vol. 19. P. 319—338.
29. Lee S., Roh Y., Koh D.-C. Oxidation and reduction of redox-sensitive elements in the presence of humic substances in subsurface environments: A review. *Chemosphere.* 2019. Vol. 220. P. 86—97.
30. Linnik P., Osadchyi V., Osadcha N. Photochemical processes in surface water bodies and their potential impacts on the chemical composition of water: A review. *Lakes and Reservoirs: Research & Management.* 2023. Vol.28, N 1. e12436. 15 p.

31. 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.
32. Linnik P.M., Iskra I.V. Application of anodic stripping voltammetry to the investigation of the physicochemical state of cadmium in surface water in the Ukraine. *Microchem. J.* 1994. Vol. 50, N 2. P. 184—190.
33. Linnik P.N. Complexation as the most important factor in the fate and transport of heavy metals in the Dnieper water bodies. *Anal. Bioanal. Chem.* 2003. Vol. 376, N 3. P. 405—412.
34. Linnik P.N., Ignatenko I.I. Molybdenum in natural surface waters: content and forms of occurrence (a review). *Hydrobiol. J.* 2015. Vol. 51, № 4. P. 80—103.
35. Linnik P.N., Ivanechko Ya.S., Linnik R.P., Zhezherya V.A. Humus substances of surface waters and the peculiarities of their distribution among various fractions. *Hydrobiol. J.* 2013. Vol. 49, N 5. P. 90—111.
36. Linnik P.N., Ivanechko Ya.S., Linnik R.P., Zhezherya V.A. Humic substances in surface waters of the Ukraine. *Russ. J. Gen. Chem.* 2013. Vol. 83, N 13. P. 2715—2730.
37. 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.
38. Lovley D.R., Fraga J.L., Blunt-Harris E.L. et al. Humic substances as a mediator for microbially catalyzed metal reduction. *Acta Hydroch. Hydrob.* 1998. Vol. 26. P. 152—157.
39. Lu X.Q., Johnson W.D., Hook J. Reaction of vanadate with aquatic humic substances: an ESR and ^{51}V NMR study. *Environ. Sci. Technol.* 1998. Vol. 32. P. 2257—2263.
40. Mohamed A., Yu L., Fang Y. et al. Iron mineral-humic acid complex enhanced Cr(VI) reduction by *Shewanella oneidensis* MR-1. *Chemosphere*. 2020. Vol. 247. Article number 125902.
41. Nardi S., Schiavon M., Francioso O. Chemical structure and biological activity of humic substances define their role as plant growth promoters. *Molecules*. 2021. Vol. 26. Article number 2256. 20 p.
42. Osadchyy V., Nabyvanets B., Linnik P et al. Processes determining surface water chemistry. Switzerland: Springer International Publishing, 2016. 270 p.
43. Pacheco-Hernandez L., Peña-Méndez E.M., Havel J. Supramolecular interactions of humic acids with organic and inorganic xenobiotics studied by capillary electrophoresis. *Chemosphere*. 2003. Vol. 51, N 2. P. 95—108.
44. Perdue E.M. Metal binding by humic substances in surface waters — experimental and modeling constrains. Metals in surface waters / Ed. by Allen H.E., Garrison W.A., Luther G.W. Ann Arbor, MI, Ann Arbor Press, 1998. P. 169—190.
45. Perminova I.V., Frimmel F.H., Kudryavtsev A.V. et al. Molecular weight characteristics of humic substances from different environments as determined by size exclusion chromatography and their statistical evaluation. *Environ. Sci. Technol.* 2003. Vol. 37, N 11. P. 2477—2485.
46. Rodrigues A., Brito A., Janknecht P. et al. Quantification of humic acids in surface water: effects of divalent cations, pH, and filtration. *J. Environ. Monit.* 2009. Vol. 11. P. 377—382.
47. Rodríguez F.J., Núñez L.A. Characterization of aquatic humic substances. *Water Environ. J.* 2011. Vol. 25. P. 163—170.
48. Senesi N. The role of humic substances in cycling of trace metals in terrestrial ecosystems. Biogeochemical processes and cycling of elements in the environment. J. Weber et al. (Eds.). Proceed. 15th Intern. Symp. on Environmental Biogeochemistry. Polish Society of Humic Substances. Wrocław, 2001. P. 41—42.
49. Sharma A., Anthal R. Humic substances in aquatic ecosystems: a review. *Intern. J. Innovat. Res. in Sci., Engineer. and Technol.* 2016. Vol. 5, N 10. P. 18462—18470.
50. Sharma V.K. Aggregation and toxicity of titanium dioxide nanoparticles in aquatic environment. *J. Environ. Sci. and Health. Part A: Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*. 2009. Vol. 44. P. 1485—1495.

51. Slavik I., Kostrowski D., Uhl W. Effect of solar radiation on natural organic matter composition in surface waters and resulting impacts on drinking water treatment. *Environmental Technology*. 2023. Vol. 44, N 11. P. 1549—1565.
52. Tian W., Yang Z., Zhang X. et al. Redox properties of humic substances under different environmental conditions. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 2018. Vol. 25. P. 25734—25743.
53. Tipping E. Cation binding by humic substances. Cambridge: Cambridge University Press, 2004. 434 p.
54. Valencia S., Marín J., Restrepo G. et al. Evaluation of photocatalytic degradation of a commercial humic acid in water using a simulated solar UV irradiation and monitoring the changes by size exclusion chromatography. *Water Sci. Tech. Water Supply*. 2011. Vol. 11, N 6. P. 692—698.
55. Vialykh E.A., Salahub D.R., Achari G. Metal ion binding by humic substances as emergent functions of labile supramolecular assemblies. *Environ. Chem.* 2020. Vol. 17. P. 252—265.
56. Wandruszka R. Humic acids: their detergent qualities and potential uses in pollution remediation. *Geochem. Trans.* 2000, Vol. 2. 6 p.
57. Wotter S.E.T., Niencheski L.F.H., Milani M.R. Chemical speciation and dissolved iron in the pore water of Patos lagoon sediments — Brazil. *Portugaliae Electrochimica Acta*. 2011. Vol. 29, N 3. P. 155—163.
58. Zhang X., Hongwen S., Zhang Z. et al. Enhanced bioaccumulation of cadmium in carp in the presence of titanium dioxide nanoparticles. *Chemosphere*. 2007. Vol. 67. P. 160—166.
59. Zhilin D.M., Schmitt-Kopplin P., Perminova I.V. Reduction of Cr(VI) by peat and coal humic substances. *Environ. Chem. Lett.* 2004. Vol. 2, N 3. P. 141—145.

Надійшла 25.10.2024

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

V.A. Zhezherya, PhD (Geogr.), Senior Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: zhezheryava1981@gmail.com
ORCID 0000-0002-1128-5270

R.P. Linnik, PhD (Chem.), Senior Researcher, Docent
Taras Shevchenko Kiev National University,
Het'man Pavlo Skoropads'kiy Street, 12, Kyiv, 01033, Ukraine
e-mail: rostyslavlinnik@knu.ua
ORCID 0000-0002-6401-8184

HUMIC SUBSTANCES AS AN IMPORTANT FACTOR IN METALS MIGRATION IN THE SURFACE WATERS OF UKRAINE

The article summarizes and discusses the results of long-term studies of the role of humic substances in the binding of a number of metals (Al, Fe, Cu, Mn, Cr, Zn, Pb, Mo, Cd, V, Ti) in anionic complexes in various water bodies of Ukraine. It has been shown that the share of complex compounds of these metals increases significantly with the humic substances concentration. These include, first of all, the rivers of the Pripjat Basin and reservoirs of the Dnieper cascade. The relative content of each metal in the water of these water bodies (in % of the total concentration of $M_{\text{dissolved}}$) reaches on average of Al — 63.3—83.0, Fe — 58.6—76.4, Cu — 63.0—78.2, Mn — 52.3—60.0, Cr — 44.6—76.5, Zn — 39.8—58.5, Pb — 55.8—73.4, Mo — 63.4—80.3, Cd — 57.6—70.0, V — $\approx$ 60.0, Ti — 33.2—62.5. With a decrease in the concentration of humic substances in water, the share of anionic complexes

decreases. Its lowest values are characteristic of water bodies in the urbanized areas that are subject to anthropogenic load and are characterized by a relatively low content of humic substances. It is emphasized that for some metals, the results of modeling and field studies of coexisting forms differ significantly. This depends largely on the values of the conditional stability constants of complexes with humic substances used in the calculations. The peculiarities of complexation of oxoanions (MoO_4^{2-} and HVO_4^{2-}) with humic substances are considered separately.

Keywords: *humic substances, metals, complexation, anionic complexes, rivers, reservoirs, lakes, water bodies of urbanized territory.*

ПАМ'ЯТІ ГАЛИНИ МИКОЛАЇВНИ ОЛІЙНИК



Інститут гідробіології НАН України з глибоким сумом повідомляє, що 21 лютого 2025 року, на 89-му році життя, відійшла у вічність відома вчена у галузі мікробіології та санітарної гідробіології, доктор біологічних наук, провідний науковий співробітник Інституту гідробіології НАН України *Галина Миколаївна Олійник*.

Галина Миколаївна народилась 16 грудня 1936 року в Києві. Під час Другої світової війни разом із сім'єю була евакуйована до Саратова, де розпочала навчання в школі. У 1954 році вступила на біологічний факультет Київського державного університету імені Т. Г. Шевченка, який закінчила з відзнакою за спеціальністю «фізіологія рослин (мікробіологія)».

Після закінчення університету працювала там інженером-хіміком у лабораторії антибіотиків, а з 1961 року — молодшим науковим співробітником Інституту мікробіології та вірусології АН УРСР. В 1964 році розпочала наукову діяльність в Інституті гідробіології НАН України, якому присвятила понад 40 років свого життя.

Галина Миколаївна обіймала різні посади, зокрема була вченим секретарем Інституту гідробіології (1969—1974), молодшим та старшим науковим співробітником лабораторії водної мікробіології, провідним науковим співробітником відділу санітарної гідробіології, а також екологічної фізіології водних тварин. Вона відіграла ключову роль у дослідженнях кругообігу органічних речовин у водоймах, участі мікроорганізмів у формуванні якості води та розробці мікробіологічних критеріїв для ранньої діагностики екологічних змін у водних екосистемах.

У 1970 році захистила кандидатську дисертацію, а в 1985 році — докторську. З 1997 по 2002 рік викладала у Вармінсько-Мазурському університеті (м. Ольштин, Польща), передаючи свій досвід студентам.

Галина Миколаївна є автором і співавтором понад 130 наукових праць, включаючи фундаментальні монографії, що стали основою для подальших досліджень у гідробіології та мікробіології. Серед них: «Бактеріофлора каналів» (1983); «Гидробиология каналов Украинской ССР» (1990); «Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод» (2006).

Галина Миколаївна була не лише відомою ученою, а й людиною великої душі. Її природна допитливість, вимогливість до себе й оточуючих поєднувались з доброзичливістю та готовністю допомогти кожному, хто прагнув знань. Вона завжди підтримувала молодих науковців, надихаючи їх на нові відкриття та дослідження. Під її керівництвом підготовлено чотири кандидатських та одну докторську дисертацію.

Світла пам'ять про Галину Миколаївну Олійник житиме не лише у наукових працях і відкриттях, а й серцях усіх, хто її знав та мав честь із нею працювати. Її мудрість, відданість справі, знання та невтомна праця залишили слід у розвитку науки, а її доброта й людяність — у душах учнів і колег.

Hydrobiological Journal

Number 2

2025

CONTENTS

General Hydrobiology

A.V. Zhorova, H.Ye. Hryhoriyeva, N.Ye. Semenyuk, O.A. Davydov, & E.Sh. Kozychuk. Spatial dynamics and interactions of contour algal communities in the upper section of Kaniv Reservoir (Dnipro river, Ukraine) 3

L.M. Gubar, & M.S. Kozyr. Floristic richness of the «Romanivka Mire» botanical nature sanctuary of the national importance 28

Fish-Husbandry Hydrobiology and Ichthyology

S. Sharma, & H.S. Banyal. Studies on spatial and seasonal variation of water quality and fish species diversity in the Man stream, Shivalik, Himalayas, India using the ArcGIS mapping system. 44

Ecological Physiology and Biochemistry of Aquatic Plants

V.A. Medved, & G.V. Kharchenko. Phytoepiphyton of *Ceratophyllum demersum* L. and its pigment characteristics in the water bodies of the «Golosiivsky» National Nature Park (Ukraine) 68

Ecological Physiology and Biochemistry of Aquatic Animals

V.V. Zamorov, & Yu.V. Karavanskyi. The influence of water temperature on intraspecific aggressiveness of the round goby *Neogobius melanostomus*, (Pallas, 1814) and the Pinchuk goby *Ponticola cephalargoides*, (Pinchuk, 1976) . 87

Hydrochemistry

P.M. Linnik, V.A. Zhezherya, & R.P. Linnik. Humic substances as an important factor in metals migration in the surface waters of Ukraine 97

Losses in Science

In memory of Galina Mykolaivna Oliynyk. 120



Індекс 74115

ISSN 0375-8990. Гідробіол. журн. 2025. Т. 61, № 2. 1-121

Гідробіологічний журнал. Т. 61, № 2, 2025