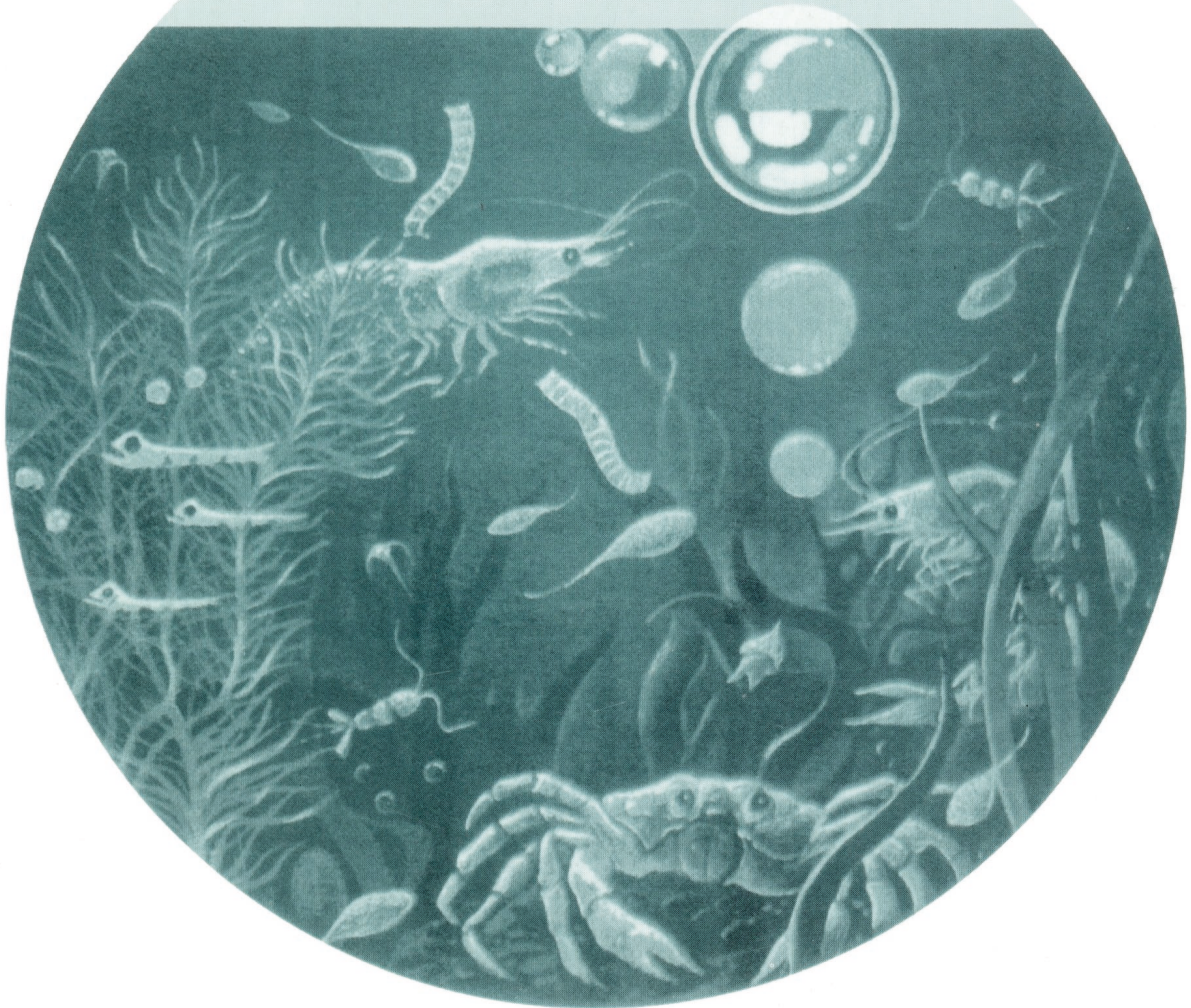


ISSN 0375-8990

# ГІДРОБІОЛОГІЧНИЙ ЖУРНАЛ



**3(369)**

**ТОМ 62 • 2026**

**Засновники:** Національна академія наук України та Інститут гідробіології НАН України

**Видавець:** Інститут гідробіології НАН України

#### **Редакційна колегія**

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

Свідоцтво 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 приєднанням категорії «А»

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

#### **Editorial Board**

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

# ГІДРОБІОЛОГІЧНИЙ ЖУРНАЛ

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

**3** (369)  
**ТОМ 62 • 2026**

## ЗМІСТ

### Загальна гідробіологія

- Теренько Г.В., Соколовська О.В., Крахмальний О.Ф.* Фітопланктон північно-західної частини Чорного моря в районі м. Одеси в умовах техногенної катастрофи . . . . . 3

### Водна флора і фауна

- Лазарев Д.О., Загороднюк І.В., Турейська Т.В.* Ондатра (*Ondatra zibethicus*) у водоймах Києва як приклад успішного інтродуцента: огляд поширення за останні 25 років. . . . . 18

### Рибогосподарська гідробіологія і іхтіологія

- Новицький Р.О., Христов О.О., Кобяков Д.О., Ганіч Г.В., Коваленко В.В., Грицан Ю.І., Харбах Х., Рубік Х.* Аспекти застосування біологічної меліорації на гідротехнічному каналі Дніпро-Донбас (Україна) . . . . . 34

### Екологічна фізіологія і біохімія водних рослин

- Медведь В.О., Харченко Г.В.* Пігментні показники фітопланктону водойм Національного природного парку «Голосіївський» (Україна) та оцінка їхнього трофічного статусу. . . . . 55

### Водна токсикологія

- Горбатюк Л.О., Пасічна О.О., Клоченко П.Д., Платонов М.О., Вітовецька Т.В., Годлевська О.О.* Сезонні зміни вмісту нафтопродуктів, поверхнево-активних речовин та важких металів у водоймах Національного природного парку «Голосіївський» (Україна) . . . . . 72

### **Екологічна гідрологія**

*Коржов Є.І., Кутіщев П.С., Шевченко І.В., Мінаєва Г.М.* Послаблення зовнішнього водообміну та можливі екологічні зміни заплавних водойм пониззя Дніпра як наслідок руйнування Каховської ГЕС . . . . . 89

### **Гідрохімія**

*Бейнз Н., Баніал Х.С.* Сезонна динаміка якості води притоки річки Біас (Західні Гімалаї, Індія) . . . . . 103

Затверджено до друку Вченою радою інституту (протокол № 2 від 19.03.2026 р.)

#### **Адреса редакції та видавця**

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

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

Підп. до друку 19.05.2026. Формат 70 × 108/16. Гарн. Minion Pro.  
Ум. друк. арк. 8,75. Обл.-вид. арк. 13,8. Тираж 90 прим.

---

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

# ЗАГАЛЬНА ГІДРОБІОЛОГІЯ

---

УДК 574.58:551.583(262.5-13)(477.74)

**Г.В. ТЕРЕНЬКО**, к. б. н., ст. наук. співроб.,  
Український науковий центр екології моря,  
бул. Французький, 89, Одеса, 65009, Україна  
Французький науково-дослідний інститут експлуатації моря, Іфремер,  
F-29900, Конкарно, Франція  
e-mail: [terenkogalina@gmail.com](mailto:terenkogalina@gmail.com)  
ORCID 0000-0002-5109-337X

**О.В. СОКОЛОВСЬКА**, пров. фахівець,  
Український науковий центр екології моря,  
бул. Французький, 89, Одеса, 65009, Україна  
e-mail: [olenasokolovska74@gmail.com](mailto:olenasokolovska74@gmail.com)  
ORCID 0009-0006-7607-3670

**О.Ф. КРАХМАЛЬНИЙ**, к. б. н., ст. наук. співроб.,  
Інститут еволюційної екології НАН України,  
вул. Академіка Лебедева, 37, Київ, 03143, Україна  
e-mail: [alexkrakhamalniy@gmail.com](mailto:alexkrakhamalniy@gmail.com)  
ORCID 0000-0003-2068-8669

## ФІТОПЛАНКТОН ПІВНІЧНО-ЗАХІДНОЇ ЧАСТИНИ ЧОРНОГО МОРЯ В РАЙОНІ м. ОДЕСИ В УМОВАХ ТЕХНОГЕННОЇ КАТАСТРОФИ<sup>1</sup>

---

У 2023 р. північно-західна частина Чорного моря зазнала суттєвих екологічних змін через руйнування Каховської ГЕС. Великий обсяг прісної води з біогенними речовинами та підвищення температури спричинили активний розвиток ціанобактерій і зелених водоростей, «цвітіння» води влітку та «червоні припливи» внаслідок масового розвитку динофітових водоростей восени. Основу альгоценозів становили представники *Bacillariophyta*, *Dinophyta*, *Chlorophyta* та *Cyanobacteria*, однак їхнє співвідношення істотно змінювалося під впливом стресових чинників. Середньомісячна чисельність фітопланктону у 2023 р. коливалася від 84 до 4306 тис. кл/дм<sup>3</sup>, біомаса — від 0,073 до 3,778 мг/дм<sup>3</sup>; індекс Шеннона у 2023—2024 рр. — від 1,10 до 3,58 біт/екз., що свідчить про структурну нестабільність угруповань водоростей у відповідь на екстремальні гідрологічні зміни. Попри зростання рівня евтрофікації та сплески чисельності і біомаси, біоіндикатори вказують на ознаки адаптації

---

<sup>1</sup> Роботу виконано в рамках наукової теми «Оцінка та діагноз стану морського довкілля України в межах територіальних вод і виключної морської економічної зони та уточнення критеріїв оцінки доброго екологічного стану морських регіонів» (№ держреєстрації 0122U201787) та наукової програми «Підтримка розвитку пріоритетних напрямів наукових досліджень в Україні» (КПКВК 6541230).

---

Ц и т у в а н н я: Теренько Г.В., Соколовська О.В., Крахмальний О.Ф. Фітопланктон північно-західної частини Чорного моря в районі м. Одеси в умовах техногенної катастрофи. *Гідробіол. журн.* 2026. Т. 62, № 3. С. 3—17.

фітопланктону до нових умов і на поступову стабілізацію екосистеми. Отримані результати свідчать про високу чутливість фітопланктону до гідрологічних збурень і підкреслюють його значення як індикаторної групи для моніторингу водних екосистем в умовах техногенної катастрофи.

**Ключові слова:** фітопланктон, Чорне море, екологічний стан, Каховська ГЕС, техногенна катастрофа.

Фітопланктон є ключовим компонентом морських екосистем, який виконує функцію первинного продуцента, регулятора біогеохімічних циклів і чутливого індикатора стану водного середовища. Його таксономічна структура, чисельність і біомаса швидко реагують на фізико-хімічні параметри водного середовища — солоність, температуру, вміст біогенних елементів і рівень антропогенного навантаження.

Північно-західна частина Чорного моря (ПЗЧМ), зокрема Одеська затока, є однією з найбільш уразливих його ділянок через мілководність, підвищену трофічність і безпосередній вплив річкових стоків Дніпра, Дунаю, Дністра, Південного Бугу та малих водотоків. Протягом останніх десятиліть у цьому регіоні спостерігається тенденція до зростання частоти та інтенсивності масового «цвітіння» води, спричиненого розвитком токсичних або потенційно токсичних видів водоростей.

До початку наших досліджень у фітопланктоні Одеської затоки було зареєстровано 375 видів та різновидностей водоростей, що відносяться до восьми відділів, серед яких домінували Dinophyta (44 %) та Bacillariophyta (36 %) [4]. У 1990—2008 рр. у холодні періоди року масового розвитку зазвичай досягали діатомові водорості *Chaetoceros rigidus* Ostenfeld, *Stephanodiscus socialis* Makarova & Proshkina-Lavrenko, *Thalassiosira nordenskioldii* Cleve і *Skeletonema costatum* (Greville) Cleve, тоді як у теплу пору переважали динофітові водорості, зокрема *Akashiwo sanguinea* (Hirasaka) Hansen & Moestrup і *Lingulaulax polyedra* (Stein) Head et al. (до 2024 р. цей вид був відомий під іншою назвою — *Lingulodinium polyedra* (Stein) Dodge [10]), *Gymnodinium simplex* (Lohmann) Kofoid & Swezy, *Scripsiella acuminata* (Ehrenberg) Kretschmann et al., *Kryptoperidinium triquetrum* (Ehrenberg) Tillmann et al. та *Prorocentrum cordatum* (Ostenfeld) Dodge) [5, 13].

У червні 2023 р. сталася безпрецедентна техногенна катастрофа — руйнування греблі Каховського водосховища. До морського середовища ПЗЧМ потрапила значна маса прісної води, збагаченої біогенними речовинами, суспендованими частками та забруднюючими речовинами техногенного походження. Це призвело до різкого зниження солоності та підвищення температури води, зменшення її прозорості та потужного біогенного навантаження, що, у свою чергу, викликало різке зростання біомаси фітопланктону та аномальні порушення структурного балансу угруповань водоростей, зокрема появу «зелених» та «червоних» припливів.

Перші дослідження, спрямовані на оцінку стану біоти ПЗЧМ в умовах масштабної гідрологічної катастрофи, були розпочаті вже в перші дні

після цієї події. Було встановлено чотири основні етапи реакції морських екосистем на техногенну катастрофу: 1) гідрологічний залповий удар (06.06.2023 р.), що призвів до різкого зниження солоності до 3,95 ‰; 2) вибухова реакція біоти (12.06—10.07.2023 р.), що супроводжувалась аномальним зростанням чисельності фітопланктону; 3) продукційно—деструкційна фаза (11.07—10.08.2023 р.), під час якої відбулося зниження концентрації кисню та масова загибель гідробіонтів; 4) початок відновлення (11.08.2023—31.08.2023 р.), коли спостерігалася поступова нормалізація екологічних показників. Пік «цвітіння» води, зумовлений розвитком фітопланктону, був зареєстрований 18 червня 2023 р., тобто через 12 днів після катастрофи. При цьому домінували ціанобактерії *Aphanizomenon flos-aquae* Ralfs ex Bornet & Flahault, *Jaaginema kisselevii* (Anisimova) Anagnostidis & Kombræk та діатомова водорість *Skeletonema costatum*. У цей період чисельність фітопланктону зросла більш ніж у 14 разів, а біомаса — більш ніж у 3 рази. Починаючи з липня і до кінця серпня 2023 р. основні показники поступово поверталися до регіональних значень [1].

Хронологічний опис наслідків впливу руйнування греблі Каховської ГЕС на якість морської води в прибережній зоні Одеської агломерації за результатами оперативного екологічного моніторингу в перші тижні після катастрофи наведено у роботі [6]. Зроблено висновок про те, що через накопичені запаси органічної речовини у донних відкладах збільшиться вірогідність виникнення гіпоксійних умов у літні періоди протягом наступних років. Через акумуляцію забруднюючих речовин у донних відкладах та очікуване «вторинне» забруднення морської води відбудеться зменшення біологічного різноманіття морської екосистеми Одеського району моря та погіршення якості біоресурсів.

Також була опублікована стаття про токсичні види динофлагелят, чисельність яких значно збільшилася в Одеській затоці після руйнування греблі Каховської ГЕС [12].

Метою дослідження була оцінка змін у таксономічному складі, чисельності та біомасі фітопланктону, а також якості води у ПЗЧМ (район м. Одеси) у 2022—2024 рр., з акцентом на наслідки техногенної катастрофи. Дослідження базується на комплексному аналізі якісних і кількісних характеристик фітопланктону та застосуванні інтегральних біоіндикаторів для оцінки екологічного стану водного середовища в умовах екологічного стресу.

### Матеріал і методика досліджень

Дослідження проводили в прибережній зоні ПЗЧМ у районі м. Одеси в 2022—2024 рр. На жаль на цей час відсутня можливість здійснення обстежень стану морського середовища у цій зоні Чорного моря. Відбір зразків проводили протягом року за сприятливої погоди щотижня на станціях контролю, а саме: у напівзамкненій акваторії Чорноморського Яхт-Клубу (ЧЯК: 46.459798 N, 30.765355 E) та біля мису Малий Фонтан (ММФ: 46.438433 N, 30.7725 E). Зразки відбирали у пластикові пляшки

об'ємом 1,5—2 дм<sup>3</sup>, а також сіткою Джеді (розмір газу 20 мкм) з поверхневого шару води (0,5—1,0 м). У лабораторії зразки, що були відібрані за допомогою пластикових пляшок, концентрували методом зворотної фільтрації [2, 7]. Кінцевий об'єм доводили до 15—20 см<sup>3</sup> та консервували розчином Люголя або 40 %-вим розчином формальдегіду з кінцевою концентрацією 4 %. Підрахунок клітин здійснювали у камері Нажотта під світловим мікроскопом Mikmed-2. Чисельність встановлювали за допомогою шаблону DCT у програмі MicrosoftExcel із використанням макросів VisualBasic. Біомасу визначали стереометричним методом.

Дослідження морфології клітин проводили у Державній установі «Інститут еволюційної екології НАН України» на світловому мікроскопі Olympus BX51 з лінзами UPlan FLN 100x/1.3 Oil та LUMPlan FLN 60x/1.00 Water. Динофлагеляти візуалізували в прохідному світлі та режимі флуоресценції з попереднім фарбуванням клітин за допомогою Calcofluor White M2R [8], або за допомогою диференціального інтерференційного контрасту (DIC, контраст Nomarski).

Температуру води, її солоність і рН вимірювали безпосередньо на місці за допомогою CTD-приладу SBE 19plus (Sea-BirdScientific, США) з перевіреною калібровкою.

Індекс видового різноманіття Шеннона розраховували за методикою [14]. Для побудови графіків використано програму Microsoft Excel. Назви видів, наведені в тексті статті, подаються відповідно до [9].

## Результати досліджень та їх обговорення

*Таксономічна характеристика фітопланктону ПЗЧМ у районі м. Одеси у 2022—2024 рр.* За період досліджень у прибережній зоні Одеської затоки нами було ідентифіковано 213 видових та внутрішньовидових таксонів водоростей (тут і далі, включно з номенклатурним типом виду). Найбільшим видовим багатством характеризувались Bacillariophyta (99 таксонів), Dinophyta (52), Chlorophyta (24), Cyanobacteria (18), інші відділи налічували всього 20 таксонів.

У 2022 р. частка Bacillariophyta становила 50 % визначених таксонів, Dinophyta — 22, Cyanobacteria — 13, Chlorophyta — 5, Chrysophyta — 2, Cryptophyta — 1, інших відділів — 7 %. У 2023 р. частка Bacillariophyta становила 46 %, Dinophyta — 22, Chlorophyta — 15, Cyanobacteria — 11, Chrysophyta — 2, представників інших відділів — 4 %. У 2024 р. основу видового багатства також склали Bacillariophyta (46 %), проте зросла частка Dinophyta (26 %) та зменшилась частка Chlorophyta (12 %), а особливо Cyanobacteria (7 %). Частка інших відділів становила 9 %.

Взимку 2022 р. основу видового багатства фітопланктону становили діатомові водорості (74 % загальної кількості видів), у лютому була помітною частка зелених (23,5 %) та динофітових (11,7 %) водоростей. У червні при зниженні солоності води частка прісноводних водоростей сягала майже 40 %. В липні та серпні у напівзамкненій акваторії ЧЯК спостерігався масовий розвиток діатомової водорості *Cerataulina pelagica* (Cleve) Hendey — майже 96 % загальної кількості клітин. Восени також

були зареєстровані прісноводні види, зокрема ціанобактерії (від 16 до 37,6 %) та діатомові і динофітові водорості, здебільшого морські види.

У 2023 р. взимку переважали діатомові — 30,5 % (домінувала *S. costatum*) та зелені водорості (65 % загальної чисельності), здебільшого внаслідок розвитку *Monoraphidium contortum* (Thuret) Komárková-Legnerová. На початку весни 2023 р. було відмічено «цвітіння» води, викликане масовим розвитком прісноводної динофітової водорості *Chimonodinium lomnickii* (Woloszynska) Graveiro (75 % загальної біомаси), а наприкінці весни у планктоні домінувала дрібноклітинна діатомова водорість *Chaetoceros thronsenii* (Marino, Montresor & Zingone) Marino et al. (92 % загальної чисельності). Слід зауважити, що це нові алохтонні види-вселенці, як для української частини Чорного моря, так і для моря в цілому. *S. lomnickii* був зареєстрований вперше взимку 2011 р. Цей вид відноситься до видів прісноводного генезису та має більшу чисельність виключно в холодну пору року [11]. *C. thronsenii* також новий інвазійний вид нанопланктонних діатомових водоростей, що входить до весняного комплексу фітопланктону [3].

Після катастрофи на Каховській ГЕС спочатку спостерігалось екстремальне «цвітіння» води, викликане прісноводними ціанобактеріями (40—90 % загальної чисельності) та зеленими водоростями (9 %) на фоні зниження солоності води. Після чого восени з'явилося багато динофлагеллят (20 % загальної біомаси) та ціанобактерій (46 % загальної чисельності).

Взимку 2024 р., у січні, домінувала великоклітинна діатомова водорість *Ditylum brightwellii* (West) Grunow (92 % загальної біомаси), у лютому — *Skeletonema costatum* та декілька видів роду *Chaetoceros* Ehrenberg. Навесні було декілька випадків зниження солоності води до 7,0—8,0 ‰, що супроводжувалося домінуванням прісноводних зелених водоростей, зокрема *M. contortum* (70 % загальної чисельності), тоді як за підвищеної солоності до (16,0—17,0 ‰) домінувала *Kryptoperidinium triquetrum*. У липні у пробах з'явився *L. polyedra*, а у вересні-жовтні його кількість вже досягла рівня «червоного припливу» з бурими плямами на воді та сильною флуоресценцією. Крім *L. polyedra* у формуванні «червоного припливу» приймали участь і інші динофітові водорості, переважно представники роду *Protoperidinium* Bergh, клітини яких скупчувалися у плями від рожевого до пурпурового кольору.

Одеська затока характеризується значною кількістю ціанобактерій, які активно вегетують у літній період часу та формують «зелені припливи» при високій температурі води та високому вмісті біогенних елементів. Алохтонний ціанобактеріальний комплекс видів залишився майже на тому самому рівні, що й до катастрофи, однак під час катастрофи роль зелених мікродоростей в альгоценозі затоки зросла у 3 рази.

Також у 2024 р. в альгоценозі затоки відбулося збільшення кількості динофітових водоростей та зміна видів-збудників «цвітіння» води, які до катастрофи не відігравали такої ролі, як зараз. Одним із таких видів є

*K. triquetrum*, який в даний час є збудником «цвітіння» води в зимовий та ранньовесняний періоди року та майже витіснив *S. lomnickii*.

Кількісні показники розвитку фітопланктону ПЗЧМ у районі м. Одеси в 2022—2024 рр. Середньорічна чисельність фітопланктону у 2022 р. становила 83 тис. кл/дм<sup>3</sup>, у 2023 р. — 904 тис. кл/дм<sup>3</sup>, а у 2024 р. — 369 тис. кл/дм<sup>3</sup>. Отже, кількість клітин збільшилась після катастрофи в 11 разів і знизилась у 2,5 раза до кінця 2024 р. В середньому за три роки вона становила 452 тис. кл/дм<sup>3</sup>. Для порівняння, середньорічна чисельність за попередні три роки (2019—2021 рр.) становила 242 тис. кл/дм<sup>3</sup> (оригінальні неопубліковані дані). Середньомісячні показники чисельності водоростей у 2022—2024 рр. представлені на рисунку 1.

Середньорічна біомаса у 2022 р. становила 0,182 мг/дм<sup>3</sup>, у 2023 р. — 0,759 мг/дм<sup>3</sup>, а у 2024 р. — 0,792 мг/дм<sup>3</sup>. В середньому за три роки вона становила 0,583 мг/дм<sup>3</sup>, що у 1,8 раза більше, ніж у попередні три роки. Середньомісячна динаміка біомаси фітопланктону у 2022—2024 рр. представлена на рисунку 2.

У 2022 р. через небезпеку в Одеському районі моря навесні моніторинг не проводили, а в подальшому, до літа 2023 р., досліджували тільки напівзамкнену акваторію ЧЯК, а з літа 2023 р. — ММФ. У ЧЯК періодично виникали спалахи чисельності фітопланктону. Так, у 2022 р. таке підвищення чисельності відмічалось двічі — 20 липня, при температурі води 20,5 °С та солоності 17,6 ‰, активно вегетувала великоклітинна діатомова водорість *S. pelagica*, біомаса якої становила 0,538 мг/дм<sup>3</sup> (84 % загальної біомаси). А вже 3 серпня 2022 р., за температури 20,6 °С та солоності 16,6 ‰ у планктоні домінувала *S. costatum*, чисельність якої становила 523 тис. кл/дм<sup>3</sup>, а біомаса 0,370 мг/дм<sup>3</sup>, проте була присутня і *S. pelagica* (3 тис. кл/дм<sup>3</sup>, 0,102 мг/дм<sup>3</sup>). Крім них вегетували також динофітові водорості *P. cordatum*, *P. micans* Ehrenberg та солонуватоводні ціанобактерії *J. kisselevii* та *Merismopedia elegans* Braun ex Kützing. Загалом, фітопланктон у 2022 р. характеризувався досить низькими середньорічними показниками чисельності та біомаси (див. рис. 1 і 2).

У 2023 р., ще до екстремального «зеленого припливу», викликаного руйнуванням греблі Каховської ГЕС, спостерігалось два максимуми кількісних показників фітопланктону. Перший максимум спостерігали 1 березня, при температурі води 6 °С, солоності 11,5 ‰ та північному вітрі, коли спостерігалось «цвітіння» води, зумовлене масовим розвитком динофітових, діатомових та зелених водоростей. Домінувала серед них прісноводна динофітова водорість *S. lomnickii*, біомаса якої становила 1,557 мг/дм<sup>3</sup>, а чисельність — 248 тис. кл/дм<sup>3</sup>. Субдомінантами ранньою весною були діатомова водорість *S. costatum* (561 тис. кл/дм<sup>3</sup>, 0,069 мг/дм<sup>3</sup>) та зелена водорість *M. contortum* (206 тис. кл/дм<sup>3</sup>, 0,017 мг/дм<sup>3</sup>). Крім них, було знайдено ще 28 видів із загальною чисельністю 1551 тис. кл/дм<sup>3</sup> та біомасою 2,141 мг/дм<sup>3</sup>.

Другий максимум чисельності фітопланктону спостерігали наприкінці травня 2023 р. в акваторії ЧЯК, коли було зафіксовано «цвітіння» води, викликане діатомовою водорістю *S. thronsenii* з чисельністю

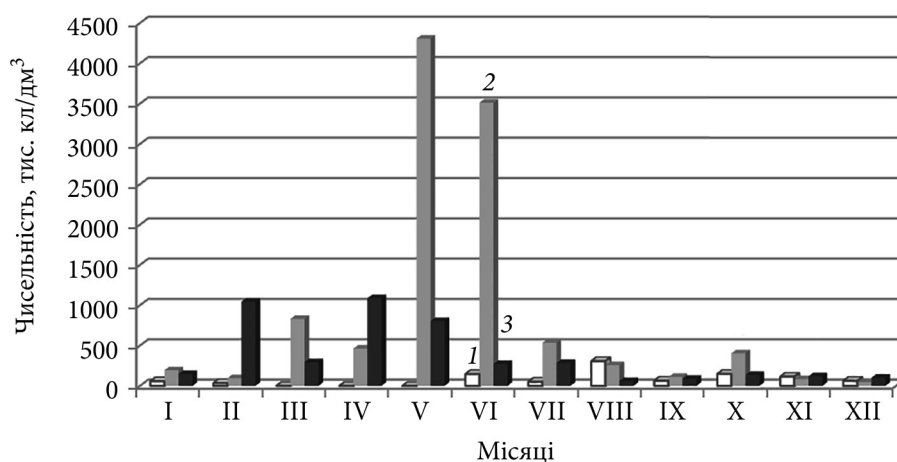


Рис. 1. Середньомісячні показники чисельності фітопланктону в ПЗЧМ біля м. Одеси в різні роки. Тут і на рис. 2 і 3: 1 — 2022 р.; 2 — 2023 р.; 3 — 2024 р.

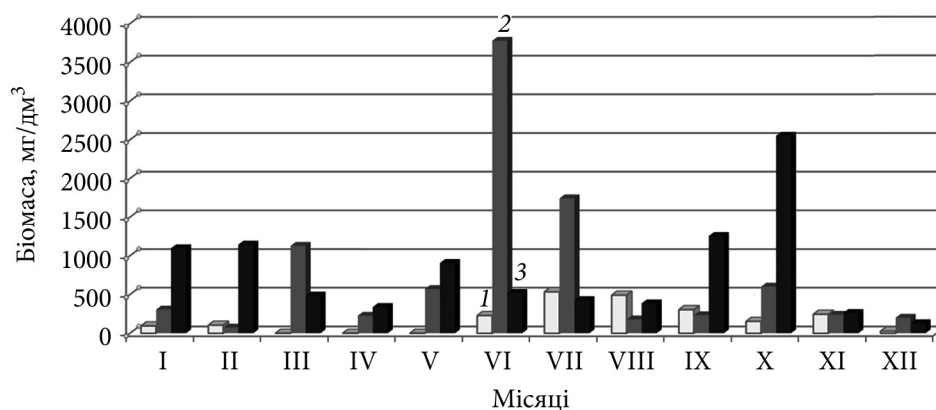


Рис. 2. Середньомісячні показники біомаси фітопланктону в ПЗЧМ біля м. Одеси в різні роки

7662 тис. кл/дм<sup>3</sup> та біомасою 0,674 мг/дм<sup>3</sup> та *Chaetoceros minimus* (Levander) Marino et al. (52 тис. кл/дм<sup>3</sup>, 0,010 мг/дм<sup>3</sup>) за температури води 21 °С та солоності 11 ‰.

Головною подією 2023 р., яка суттєво вплинула на фітопланктон ПЗЧМ та похитнула домінування діатомових водоростей за підсумками року, безумовно, було руйнування греблі Каховського водосховища 6 червня, що спричинило спочатку бурхливе «цвітіння» ціанобактерій, а потім, після короткочасної стабілізації гідрологічного режиму, на фоні відновлення солоності — підвищення кількості динофітових водоростей.

У червні 2023 р., після розливу Каховського водосховища та потрапляння у море великої маси прісної води, фіксувалося «цвітіння» води, викликане переважно масовим розвитком ціанобактерій. Плями «цві-

тіння» дрейфували у морі та реєструвались навіть супутником [1]. Найвищу кількість водоростей у пробі на узбережжі м. Одеси вдалося зареєструвати 14 червня 2023 р. на ММФ. За температури води 19 °С та солоності 5,1 ‰ загальна чисельність фітопланктону досягала 9428 тис. кл/дм<sup>3</sup>, а загальна біомаса — 10,435 мг/дм<sup>3</sup>, що майже утричі перевищило середньомісячні показники початку червня 2023 р. У «зеленому припливі» після руйнування греблі Каховської ГЕС домінували *A. flos-aquae* (459 тис. кл/дм<sup>3</sup>, 2,883 мг/дм<sup>3</sup>), *Dolichospermum flos-aquae* (Bornet & Flahault) Wacklin et al. (131 тис. кл/дм<sup>3</sup>, 1,009 мг/дм<sup>3</sup>) та *Microcystis aeruginosa* (Kützing) Kützing (6393 тис. кл/дм<sup>3</sup>, 3,346 мг/дм<sup>3</sup>).

Крім них, були присутні ще дев'ять видів ціанобактерій, серед яких *Limnothrix planctonica* (Wołoszyńska) Meffert (74 тис. кл/дм<sup>3</sup>, 0,083 мг/дм<sup>3</sup>), *J. kisselevii* (197 тис. кл/дм<sup>3</sup>, 0,389 мг/дм<sup>3</sup>), *Pseudanabaena limnetica* (Lemmermann) Komárek (213 тис. кл/дм<sup>3</sup>, 0,562 мг/дм<sup>3</sup>), *Merismopedia minima* Beck (13 тис. кл/дм<sup>3</sup>, 0,001 мг/дм<sup>3</sup>) та 19 видів зелених водоростей. Крім звичного для ПЗЧМ *M. contortum* (295 тис. кл/дм<sup>3</sup>, 0,021 мг/дм<sup>3</sup>) траплялись також *Ankistrodesmus falcatus* (Corda) Ralfs (41 тис. кл/дм<sup>3</sup>, 0,131 мг/дм<sup>3</sup>), *Pseudopediastrum boryanum* (Turpin) Hegewald (4,9 тис. кл/дм<sup>3</sup>, 0,079 мг/дм<sup>3</sup>), *Oocystis borgei* Snow (78 тис. кл/дм<sup>3</sup>, 0,001 мг/дм<sup>3</sup>), *Coelastrum microporum* Nägeli (33 тис. кл/дм<sup>3</sup>, 0,268 мг/дм<sup>3</sup>) та інші.

З відновленням гідрохімічного режиму кількість прісноводного планктону значно скоротилася, але на відстані від берега пляма прісної води з прісноводними видами дрейфувала ще деякий час, що було зареєстровано 5 липня 2023 р. на 13-й станції Великого Фонтану при відборі проб з човна (лише один епізодичний відбір).

З 12 липня 2023 р. після штормів з потужним перемішуванням води та південного вітру альгофлора змінилася на звичайну морську і в подальшому спостерігалось значне біорізноманіття переважно видів морського генезису. Зростання біомаси фітопланктону 20 липня (3,415 мг/дм<sup>3</sup>, 34 види) було зумовлено розвитком водоростей з великими за розміром клітинами, а саме: *Tripos furca* (Ehrenberg) Gómez, *T. muelleri* Bory, *T. fusus* (Ehrenberg) Gómez, потенційно токсичних *Dinophysis fortii* Pavillard, *Phalacroma rotundatum* (Claparède & Lachmann) Kofoed & Michener і *L. polyedra* та діатомових *Chaetoceros curvisetus* Cleve, *C. pelagica*, *Ditylum brightwellii* (West) Grunow, *Pseudosolenia calcar-avis* (Schultze) Sundström та *Proboscia alata* (Brightwell) Sundström. «Цвітіння» води або домінування якогось окремого виду не спостерігалось.

У вересні та листопаді 2023 р. спостерігали розвиток *Ebria tripartita* (Schumann) Lemmermann із класу Ebriophyceae, яка є показником евтрофікації водойми. В середині та наприкінці осені 2023 р. було відмічено незначне підвищення біомаси фітопланктону завдяки розвитку великих діатомових та динофітових водоростей. Середні показники чисельності фітопланктону восени становили 123 тис. кл/дм<sup>3</sup>, біомаси — 0,305 мг/дм<sup>3</sup>.

Як було зазначено раніше, 24 січня 2024 р. спостерігався розвиток великої діатомової водорості *D. brightwellii* (1,244 мг/дм<sup>3</sup>, 92 % загальної

біомаси; 31 січня — 1,040 мг/дм<sup>3</sup>, 60 % загальної біомаси) та кількох видів роду *Chaetoceros* Ehrenberg. У лютому 2024 р. частка діатомових водоростей збільшилася в рази і становила 61 % загальної біомаси. Домінувала *S. costatum* (1704 тис. кл/дм<sup>3</sup>, 0,590 мг/дм<sup>3</sup>). У середині лютого було багато особин *C. curvisetus*, *C. socialis* Lauder та *Melosira moniliformis* Agardh. Зустрічались також і динофітові водорості, зокрема у незначній кількості відмічено *C. lomnickii*. При цьому у пробах постійно були присутні види родів *Protoperidinium* Bergh та *Криптоперидиніум* Lindemann, а також криптофітові водорості.

У березні 2024 р. чисельність фітопланктону коливалася від 626 тис. кл/дм<sup>3</sup> до 112 тис. кл/дм<sup>3</sup>, в середньому — 293 тис. кл/дм<sup>3</sup>, а біомаса — від 1,082 до 0,157 мг/дм<sup>3</sup>, у середньому — 0,488 мг/дм<sup>3</sup>. У квітні спостерігалось підвищення чисельності дрібноклітинної зеленої водорості *M. contortum* до 1412 тис. кл/дм<sup>3</sup> за солоності 8,17‰ та температури води 15,2°C, але, в середньому за місяць, це не вплинуло на загальну біомасу фітопланктону — 0,337 мг/дм<sup>3</sup>. Загалом було ідентифіковано 14 видів, з них 5 діатомових, 3 динофітових, 3 зелених водоростей та 3 ціанобактерій. В середині місяця (17 квітня) спостерігався апвелінг, коли за солоності води у 17,04‰ (на 43 % більше, ніж тижнем раніше) та температури 8,5°C (на 6,5°C менше) у пробі фіксувалося всього п'ять видів діатомових водоростей (при загальній чисельності 41 тис. кл/дм<sup>3</sup> та біомасі 0,088 мг/дм<sup>3</sup>). Натомість 25 квітня, на фоні східного вітру, зниження солоності та підвищення температури, загальна кількість фітопланктону значно зросла (біомаса становила 0,543 мг/дм<sup>3</sup>). Було ідентифіковано 18 видів водоростей, з яких 7 діатомових, 2 динофітових, 3 ціанобактерії та 6 видів зелених. У травні кількісні показники фітопланктону склали в середньому за місяць 803 тис. кл/дм<sup>3</sup> та 0,454 мг/дм<sup>3</sup>.

Всього протягом холодної пори 2024 р. було ідентифіковано понад 20 видів динофітових водоростей, що є максимальним за весь період дослідження фітопланктону Одеської затоки. Ця тенденція збереглася і у 2025 р. і характеризує затоку як високоевтрофну.

У червні 2024 р. кількісні показники фітопланктону в середньому за місяць склали 271 тис. кл/дм<sup>3</sup> та 0,521 мг/дм<sup>3</sup> (див. рис. 1, 2). На початку місяця (як і наприкінці травня) спостерігалась низька солоність (8,31 ‰) та найбільша за червень біомаса фітопланктону — 0,983 мг/дм<sup>3</sup>. У пробі було знайдено 27 видів водоростей, з яких 11 — прісноводні (зелені та ціанобактерії), а решта — морські (12 видів діатомових та 4 види динофітових водоростей). З середини червня солоність води поступово підвищилась до 13,2 ‰ і співвідношення відділів водоростей почало змінюватися. Наприкінці місяця було знайдено тільки два види зелених прісноводних водоростей, тоді як ціанобактерій не було взагалі (чого не спостерігалось до руйнування греблі Каховської ГЕС). Серед морських водоростей значно зросла частка динофітових водоростей — до 9 видів (39 % усіх видів у пробі) — та зрівнялась по кількості з діатомовими водоростями. Але загальна біомаса в кінці місяця була невелика — 0,293 мг/дм<sup>3</sup> за чисельності 104 тис. кл/дм<sup>3</sup> та при дуже прозорій воді. Слід

зазначити, що до катастрофи на Каховській ГЕС частка динофітових водоростей біля берегів м. Одеси майже ніколи не перевищував 20 % загальної чисельності, за винятком періоду «цвітіння» води (згідно оригінальних даних).

У липні 2024 р. діатомові водорості склали 28 % загальної чисельності і 47,3 % біомаси, динофітові — відповідно 5,3 та 46,7 %. Солоність води у липні коливалася біля 15,5 ‰. 3 липня у пробі морської води знайдено 32 види, 12 із яких належали до динофітових — 45 тис. кл/дм<sup>3</sup> (8,2 % загальної чисельності, 0,485 мг/дм<sup>3</sup> (61,4 % загальної біомаси) та вперше цього літа з'являється *L. polyedra*. До діатомових водоростей відносилися 15 видів (106 тис. кл/дм<sup>3</sup>, або 43,2 % і 0,297 мг/дм<sup>3</sup>, або 37,6 %). Загалом чисельність складала 245 тис. кл/дм<sup>3</sup>, а біомаса 0,790 мг/дм<sup>3</sup>. Діатомові водорості 10 липня склали 41 тис. кл/дм<sup>3</sup> (31,8 %) та 0,087 мг/дм<sup>3</sup> (22,2 %), динофітові — 17 тис. кл/дм<sup>3</sup> (13,3 %) та 0,203 мг/дм<sup>3</sup> (52,4 %). Загалом чисельність складала 129 тис. кл/дм<sup>3</sup>, а біомаса — 0,387 мг/дм<sup>3</sup>. 24 липня динофітові склали 5,1 % загальної чисельності клітин та 5,7 % біомаси, а діатомові — відповідно 27 та 83,5 %. 31 липня динофітові водорості склали 6,3 % чисельності та 10 % біомаси, а діатомові — 48 та 82 %. Загалом чисельність фітопланктону становила 48 тис. кл/дм<sup>3</sup>, а біомаса — 0,251 мг/дм<sup>3</sup>.

У серпні 2024 р. кількісні показники фітопланктону були приблизно на тому самому рівні, що і в минулі роки, та в середньому склали 65 тис. кл/дм<sup>3</sup> та 0,426 мг/дм<sup>3</sup>. Так, 8 серпня було відмічено найвищу за місяць солоність води — 18,08 ‰, при цьому прісноводних видів не спостерігалось. Домінували великоклітинні діатомові водорості *P. calcar-avis* (40 % загальної біомаси) та *P. alata* (17,6 %), які не є кормовим планктоном через великі розміри і які в цьому році розмножилися у дещо більшій кількості, ніж у минулі роки. 21 серпня був відмічений *P. calcar-avis* (49 % загальної біомаси). 3 14 серпня солоність води знизилася та до кінця місяця становила 15—16 ‰ і в цей період з'являлися прісноводні види, зокрема ціанобактерії, які є звичними для морської води біля м. Одеси, але в цьому році вони були в значно меншій кількості, ніж у попередні роки. Весь серпень у пробах води спостерігалася токсична динофітова водорість *L. polyedra*. Біомаса її поступово збільшувалась і 28 серпня досягла величини 0,071 мг/дм<sup>3</sup> (43,5 % загальної біомаси).

У вересні 2024 р. солоність води була в межах 12,6—15,2 ‰, що викликало 4 вересня на ММФ підвищення біомаси *L. polyedra* до 0,650 мг/дм<sup>3</sup>. Також було багато прісноводних ціанобактерій, які не досягали показників «цвітіння» води. 11 вересня на ММФ було ідентифіковано сім видів діатомових та шість видів динофітових водоростей у помірній кількості та достатньо багато ціанобактерій роду *Microcystis* Lemmermann, але «цвітіння» води не спостерігалось. Натомість у напівзамкнутій акваторії ЧЯК було зафіксовано «цвітіння» води внаслідок масового розвитку динофітових водоростей. Біомаса *L. polyedra* досягала при цьому 1,060 мг/дм<sup>3</sup>. Всього у пробі було ідентифіковано вісім видів динофітових, які в сумі склали 96,2 % біомаси, що досягала 3,553 мг/дм<sup>3</sup>. Також у пробі було до-

силь багато видів роду *Protoberidinium* Bergh, ціанобактерій, представників джгутикових зелених (*Pyramimonas* Schmarada, *Tetraselmis* Stein) та криптофітових водоростей (*Teleaulax acuta* (Butcher) Hill).

У 2020 р. біля берегів м. Одеси спостерігався перший у ХХІ ст. «червоний приплив», викликаний розвитком *L. polyedra* [15]. Невід'ємною частиною «червоних припливів», викликаних *L. polyedra*, є рід *Protoberidinium*. Основними представниками цього роду у 2020 р. були *Protoberidinium divergens* (Ehrenberg) Balech та *Protoberidinium steinii* (Jørgensen) Balech. У 2020 р. «червоний приплив» також був довготривалим, плями темно-буришого кольору розповсюдилися на всю ПЗЧМ, але видова компонента 2024 р. була набагато складнішою, ніж у 2020 р.

На початку жовтня 2024 р. у морі також спостерігались плями «цвітіння» води через масовий розвиток *L. polyedra*. 3 жовтня на ММФ було зафіксовано «цвітіння» води внаслідок розвитку динофітових водоростей у супроводі ціанобактерій. Загальна чисельність фітопланктону складала 419 тис. кл/дм<sup>3</sup>, а біомаса — 9,145 мг/дм<sup>3</sup>. При цьому 80 % загальної біомаси та 52,5 % загальної чисельності складав *L. polyedra* (220 тис. кл/дм<sup>3</sup>, 7,362 мг/дм<sup>3</sup>). Вдень 3 жовтня була відібрана ще одна проба на тому самому місці (не в плямі «цвітіння»), але чисельність та біомаса *L. polyedra* дорівнювали лише 6 тис. кл/дм<sup>3</sup> та 0,185 мг/дм<sup>3</sup> відповідно. Локальні рожеві плями «цвітіння» води спостерігалися на деякій відстані від берега ще кілька днів. У пробі води, яка була відібрана 17 жовтня після штормів, ще при досить помітному хвилюванні у 3 бали, чисельність та біомаса *L. polyedra* склали відповідно 2 тис. кл/дм<sup>3</sup> та 0,072 мг/дм<sup>3</sup>. 23 жовтня, при підвищенні солоності води на ММФ, ідентифіковано 31 вид, з них — 12 динофітових водоростей. Загальна чисельність складала 51 тис. кл/дм<sup>3</sup>, біомаса — 0,823 мг/дм<sup>3</sup>. Чисельність та біомаса *L. polyedra* склали 12 тис. кл/дм<sup>3</sup> та 0,405 мг/дм<sup>3</sup>, при цьому вода була прозорою. Натомість у напівзамкненій акваторії ЧЯК 23 жовтня було зафіксовано «цвітіння» води внаслідок розвитку динофітових водоростей. Загальна біомаса при цьому досягала 4,689 мг/дм<sup>3</sup> при загальній чисельності 244 тис. кл/дм<sup>3</sup>. Домінував *L. polyedra* з чисельністю 98 тис. кл/дм<sup>3</sup> (39,9 % чисельності) та біомасою 3,268 мг/дм<sup>3</sup> (69,7 % загальної біомаси). Вперше за період дослідження фітопланктону Одеської затоки зафіксовано «цвітіння» води через масовий розвиток токсичної динофітової водорості *Gonyaulax spinifera* (Claparède & Lachmann) Diesing (чисельність — 91 тис. кл/дм<sup>3</sup>, біомаса — 1,090 мг/дм<sup>3</sup>).

Найбільші кількісні показники *L. polyedra* в Одеській затоці були отримані 24 вересня 2024 р. під час епізодичного відбору проб на 16-й станції Великого Фонтану. У плямі «червоного припливу» чисельність *L. polyedra* була максимальною і складала 11 530 тис. кл/дм<sup>3</sup>, біомаса — 38,629 мг/дм<sup>3</sup>. Це явище було викликане масовим розвитком *L. polyedra* і *Heterocapsa* sp. при температурі води 21 °С та солоності 15,19 ‰. Протягом усього вегетаційного періоду розвитку *L. polyedra* та за домінування комплексу видів динофітових водоростей в Одеській затоці спостерігали сильну флуоресценцію моря у нічний період.

31 жовтня після ще кількох штормів та при подальшому підвищенні солоності морської води на ММФ було ідентифіковано 25 видів водоростей. Кількість видів дінофітових водоростей знизилась до чотирьох, а кількість діатомових зросла до 17 видів (серед них чотири види роду *Chaetoceros*). Загальна чисельність водоростей складала 52 тис. кл/дм<sup>3</sup>, а біомаса — 0,313 мг/дм<sup>3</sup>. *L. polyedra* не був помічений взагалі. Вода була дуже прозора та відбулася зміна сезонів у морі. Окремо слід відмітити періодичну присутність у пробах токсичних діатомових водоростей — представників роду *Pseudo-nitzschia* Peragallo, які спостерігались впродовж всього року у помірній кількості.

6 листопада 2024 р. на ММФ, у досить прозорій воді, було ідентифіковано 33 види водоростей загальною біомасою 0,256 мг/дм<sup>3</sup> та чисельністю 115 тис. кл/дм<sup>3</sup>. Частка морських діатомових водоростей становила 63 % загальної кількості видів (70,6 % загальної біомаси), а частка дінофітових водоростей — 18 % (3,2 % загальної чисельності та 23 % загальної біомаси). Частка прісноводних ціанобактерій становила лише 6 % загальної кількості видів. 14 листопада при зниженні солоності води було знайдено 16 видів, чотири з яких належали до прісноводних ціанобактерій та три види — до прісноводних зелених водоростей. Загальна чисельність водоростей складала 160 тис. кл/дм<sup>3</sup>, а біомаса — 0,170 мг/дм<sup>3</sup>. Вода хоч і залишалася досить прозорою, однак набула зеленуватого відтінку. 27 листопада було ідентифіковано 16 видів, зокрема три види ціанобактерій та чотири види зелених водоростей. Загальна біомаса фітопланктону складала 0,360 мг/дм<sup>3</sup>, а чисельність — 284 тис. кл/дм<sup>3</sup>. Загалом вода залишилася трохи зеленою.

6 грудня 2024 р. на ММФ було ідентифіковано 12 видів водоростей, загальна біомаса яких складала 0,045 мг/дм<sup>3</sup>, а чисельність — 178 тис. кл/дм<sup>3</sup>. Це був найнижчий показник біомаси цього року. 51 % видів належали до прісноводних зелених водоростей та ціанобактерій, які склали 68 % загальної чисельності. 10 грудня було ідентифіковано 10 видів водоростей (загальна біомаса складала 0,125 мг/дм<sup>3</sup>, а загальна чисельність — 71 тис. кл/дм<sup>3</sup>. Прісноводними були 20 % видів. 18 грудня у пробах води, відібраних біля ММФ, було ідентифіковано 13 видів водоростей (загальна біомаса складала 0,216 мг/дм<sup>3</sup>, загальна чисельність — 30 тис. кл/дм<sup>3</sup>). При цьому був наявний лише один прісноводний вид. Решту видів склали звичайні для пізньої осені та початку зими морські види, переважна частина яких (84,6 %) належала до діатомових водоростей. У напівзамкненій акваторії ЧЯК 18 грудня теж було ідентифіковано 13 видів водоростей, але їхня біомаса була нижчою — 0,131 мг/дм<sup>3</sup>, а чисельність дорівнювала 13 тис. кл/дм<sup>3</sup>. Досить висока біомаса при низькій чисельності була зумовлена присутністю у пробі характерної для осінньо-зимового сезону великоклітинної діатомової *D. brightwellii*.

Індекс видового різноманіття Шеннона у 2022—2024 рр. Максимальне значення індексу Шеннона протягом зазначеного періоду досліджень отримано у жовтні 2023 р. (3,58 біт/екз.), а мінімальне — у вересні 2024 р. (1,10 біт/екз.). (рис. 3).

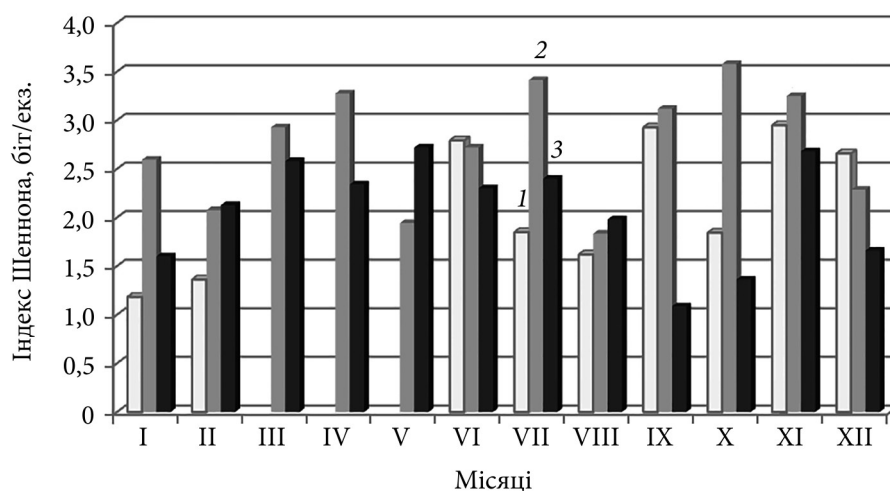


Рис. 3. Середньомісячні значення індексу видового різноманіття фітопланктону ПЗЧМ біля м. Одеси в різні роки

Мінімальні значення індексу видового різноманіття зареєстровані у періоди «цвітіння» води, коли один або два види, наприклад *L. polyedra* чи *Protoperidinium* sp., формували понад 70—80 % біомаси. Максимальні значення індексу Шеннона спостерігалися у періоди рівномірного розвитку різних таксонів — зазвичай весною або на початку осені, коли жоден вид не мав вираженого домінування.

### Висновки

Після руйнування греблі Каховської ГЕС в червні 2023 р. відбулась структурна перебудова видового складу фітопланктону з масовою появою прісноводних таксонів. Надходження великого обсягу прісної води, збагаченої біогенними речовинами, зниження солоності і підвищення температури сприяли масовому розвитку токсичних та потенційно токсичних видів дінофітових водоростей і ціанобактерій, а також діатомей.

У червні 2023 р. зафіксовано екстремальні «зелені припливи» з комплексом токсичних ціанобактерій *Aphanizomenon*, *Dolichospermum* і *Microcystis* та інших таксонів внаслідок надходження великого обсягу прісної води, збагаченої біогенними речовинами.

Відбулося різке збільшення кількості великоклітинного діатомового планктону, зокрема представників родів *Cerataulina*, *Chaetoceros*, *Coscinodiscus*, *Diatoma*, *Ditylum*, *Proboscia*, *Pseudosolenia* і *Thalassiosira*, а також *Pseudo-nitzschia* — продуцента токсичної речовини — домоевої кислоти. Спостерігалось різке збільшення комплексу зелених водоростей родів *Ankistrodesmus*, *Desmodesmus*, *Scenedesmus* і *Tetradesmus* та поява нового збудника «цвітіння» води серед зелених — *M. contortum*. Зустрічалися також збудники «цвітіння» води минулих років такі як *P. cordatum*, *K. triquetrum* і *S. costatum* зі значною вегетацією протягом року.

Відмічено подовження вегетаційного періоду токсичної водорості *L. polyedra* і «червоні припливи», викликані нею, а також ускладнення структури «червоних припливів» через появу нових компонентів — *Protoperdinium*, *Heterocapsa*, *Gonyaulax*.

Середньорічна чисельність фітопланктону становила: у 2022 р. — 83 тис. кл/дм<sup>3</sup>, у 2023 р. — 904 тис. кл/дм<sup>3</sup>, а у 2024 — 369 тис. кл/дм<sup>3</sup>. Отже, після катастрофи чисельність планктонних водоростей збільшилася в 11 разів, а до кінця 2024 р. знизилася у 2,5 раза.

Індекс Шеннона коливався від 1,10 (дуже низьке біорізноманіття, вересень 2024 р.) до 3,58 (максимально можливе значення для Одеської затоки, жовтень 2023 р.). Такі коливання індексу свідчать про нестабільність екосистеми у 2023—2024 рр., пов'язану з опрісненням води після руйнування греблі Каховської ГЕС, надходженням біогенних речовин, масовим «цвітінням» опортуністичних та токсичних видів і швидкою перебудовою структури угруповань планктонних водоростей.

Проведені дослідження свідчать про часткове відновлення морської екосистеми у 2024 р., але зі зсувом домінування в бік опортуністичних і токсичних видів, що може вказувати на зростання трофності моря. Загалом, у 2023—2024 рр. можна виділити новий етап розвитку угруповань планктонних водоростей із підвищеною мінливістю таксономічного складу, збільшенням частоти та інтенсивності «цвітіння» води і «червоних припливів», а також активною участю динофітових водоростей у формуванні біомаси протягом усього року.

#### Список використаної літератури

1. Мінічева Г.Г., Бондаренко О.С., Богатова Ю.І. та ін. Реакція морської екосистеми на наслідки руйнування греблі Каховського водосховища. *Мор. екол. журн.* 2023. № 1—2. С. 52—68. doi 10.47143/1684-1557/2023.1-2.6
2. Сорокин Ю.И. К методике концентрирования фитопланктона. *Гидробиол. журн.* 1979. Т. 15, № 2. С. 71—76.
3. Теренько Г.В. Нові діатомові роду *Chaetoceros* Ehrenberg в українській частині Чорного моря : матеріали XIV з'їзду українського ботанічного товариства (м. Київ, 25—26 квіт. 2017 р.). Київ, 2017. С. 113.
4. Теренько Л.М., Теренько Г.В. Видове різноманіття планктонного фітоценоза Одеського залив Чорного моря. *Екологія моря*. 2000. Вып. 52. С. 56—59.
5. Теренько Л.М., Теренько Г.В. Многолетняя динамика «цветений» микроводорослей в прибрежной зоне Одесского залива (Чёрное море). *Мор. екол. журн.* 2008. Т. VII, № 2. С. 76—86.
6. Тучковенко Ю., Степаненко С. Вплив руйнування греблі Каховської ГЕС на екологічний стан Одеського району Чорного моря. *Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки*. 2023. Вып. 44. С. 71—80. doi: 10.32347/2524-0021.2023.44.71-80
7. Федоров В.Д. О методах изучения фитопланктона и его активности. Москва: Наука, 1979. 166 с.
8. Fritz L., Triemer R. E. A rapid simple technique utilizing Calcofluor White M2R for the visualization of dinoflagellate thecal plates. *J. Phycol.* 1985. Vol. 21. P. 662—664.
9. Guiry M.D., Guiry G.M. AlgaeBase. World-wide electronic publication, University of Galway. 2025. Available at: <https://www.algaebase.org>. Accessed on: 2025-08-20.
10. Head M.J., Mertens K.N., Fensome R.A. Dual nomenclature in organic-walled dinoflagellate cysts I: concepts, methods and applications. *Palynology*. 2024. Vol. 48, N 5. P. 1—99. <https://doi.org/10.1080/01916122.2023.2290200>

11. Krakhmalnyi A.F., Terenko G.V. *Chimonodinium lomnickii* (Wolosz.) Craveiro et al. (Dinoflagellata) — agent of winter water «bloom» in the Odesa Bay (the Black Sea). *Hydrobiol. J.* 2019. T. 55, N 4. P. 55—62.
12. Krakhmalnyi A., Terenko G., Krakhmalnyi M., Sokolovska O. Harmful Dinoflagellates in Odesa Bay (Black Sea). *Harmful algae news.* 2024. N 77. P. 11—12. <https://archimer.ifremer.fr/doc/00927/103927/115859.pdf>
13. Krakhmalnyi A.F., Tishaeva M.V., Panina Z.A., Krakhmalnyi M.A. A problem on identity of *Prorocentrum cordatum* (Ostenf.) Dodge (Dinophyta). *Algologia.* 2004. Vol. 14, N 4. P. 428—437.
14. Shannon C.E., Weaver W. The mathematical theory of communication. Univ. Illinois Press-Urbana. 1949. 117 p.
15. Terenko G.V., Krakhmalnyi A.F. Red tide of *Lingulodinium polyedrum* (Dinophyceae) in Odesa Bay (Black Sea). *Turkish J. Fish. Aquat. Sci.* 2022. Vol. 22, N 4. 6 p. <https://doi.org/10.4194/TRJFAS20312>

Надійшла 1.09.2025

G.V. Terenko, PhD (Biol.), Senior Researcher,  
Ukrainian Scientific Center of Ecology of the Sea (UkrSCES),  
Odesa 65009, Ukraine,  
French Research Institute for the Exploitation of the Sea  
Ifremer, COAST, F-29900 Concarneau, France  
e-mail: [terenkogalina@gmail.com](mailto:terenkogalina@gmail.com)  
ORCID 0000-0002-5109-337X  
O.V. Sokolovska, Researcher,  
Ukrainian Scientific Center of Ecology of the Sea (UkrSCES),  
Odesa 65009, Ukraine,  
e-mail: [olenasokolovska74@gmail.com](mailto:olenasokolovska74@gmail.com)  
ORCID 0009-0006-7607-3670  
A.F. Krakhmalnyi, PhD (Biol.), Senior Researcher,  
Institute for Evolutionary Ecology of NAS of Ukraine,  
37 Acad. Lebedev Str., Kiev 03143, Ukraine,  
e-mail: [alexkrakhmalnyi@gmail.com](mailto:alexkrakhmalnyi@gmail.com)  
ORCID 0000-0003-2068-8669

#### PHYTOPLANKTON OF THE NORTHWESTERN PART OF THE BLACK SEA IN THE ODESA REGION UNDER CONDITIONS OF A TECHNOGENIC DISASTER

In 2023, the northwestern part of the Black Sea underwent significant ecological changes due to the destruction of the dam of the Kakhovka Hydroelectric Power Plant. The large volume of fresh water with nutrients and the increase in water temperature were responsible for the intensive development of Cyanobacteria and green algae, water bloom in summer, and red tides due to the intensive development of Dinophyta in autumn. Representatives of Bacillariophyta, Dinophyta, Chlorophyta, and Cyanobacteria prevailed. However, their ratio changed significantly under the influence of stress factors. The average monthly phytoplankton numbers in 2023 ranged from 84 thousand cells/L to 4306 thousand cells/L, its biomass – from 0,073 to 3,778 mg/L, and the Shannon diversity index varied in 2023–2024 from 1.10 to 3.58 bits/ind. indicating structural instability of communities in response to extreme hydrological changes. Despite the increasing level of eutrophication and surges in algal numbers and biomass, bioindicators demonstrate signs of phytoplankton adaptation to new conditions and gradual stabilization of the ecosystem. The obtained results indicate the high sensitivity of phytoplankton to hydrological disturbances and emphasize its importance as an indicator group for monitoring aquatic ecosystems under conditions of the technogenic disaster.

**Keywords:** *phytoplankton, the Black Sea, ecological status, the Kakhovka Hydroelectric Power Plant, technogenic disaster.*

# ВОДНА ФЛОРА І ФАУНА

---

УДК 599.32:591.9 (477)

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

**І.В. ЗАГОРОДНЮК**, канд. біол. наук, пров. наук. співроб.,  
Інститут еволюційної екології НАН України,  
вул. Академіка Лебедева, 37, Київ, 03143, Україна  
e-mail: zoozag@ukr.net  
ORCID 0000-0002-0523-133X

**Т.В. ТУРЕЙСЬКА**, незалежна дослідниця,  
Київ, Україна  
e-mail: turtat@ukr.net  
ORCID 0009-0004-5080-2623

## ОНДАТРА (*ONDATRA ZIBETHICUS*) У ВОДОЙМАХ КИЄВА ЯК ПРИКЛАД УСПІШНОГО ІНТРОДУЦЕНТА: ОГЛЯД ПОШИРЕННЯ ЗА ОСТАННІ 25 РОКІВ<sup>1</sup>

---

Описано особливості поширення ондатри у водоймах Києва після 2000 р., динаміку чисельності популяцій, особливості раціону, поведінки, взаємодії з іншими видами та середовищем існування. Показано, що ці гризуни поширені як в заплаві Дніпра, так і в природних та штучних водоймах міста, де формують стабільні мікропопуляції. Щільність поселень ондатри прямо залежить від площі водойм і стабільності їх гідрологічного режиму, а також рівня хижацтва. Чисельність ондатри у Києві та на його околицях знизилася за період 2010—2021 рр. майже вдвічі. За кількістю реєстрацій та рівнем чисельності ондатра переважає аборигенні види гільдії коловодних гризунів-фітофагів, зокрема бобра європейського, щура водяного та нутрїю. Поселення ондатри та бобра часто розташовуються у безпосередній близькості одне до одного без ознак прямої конкуренції. Особливостями умов існування ондатри в урбанізованому середовищі є те, що ондатри надають перевагу теплішим водотокам, де їх частота реєстрації є вищою. Також спостерігаються зміни у раціоні тварин, зокрема й внаслідок підгодовування їх людиною. В урбанізованих умовах ондатри демонструють знижений рівень страху перед людьми та свійськими тваринами.

**Ключові слова:** ондатра, інтродукція, міські водойми, урбаністична фауна, Київ.

---

<sup>1</sup> Дослідження проведено за розділом «Дослідження змін біоти в умовах змін клімату, природокористування та воєнних дій на прикладі видів-інтродуцентів зі складу теріофауни України», що є частиною наукової теми Національного науково-природничого музею НАН України.

---

Ц и т у в а н н я: Лазарєв Д.О., Загороднюк І.В., Турейська Т.В. Ондатра (*Ondatra zibethicus*) у водоймах Києва як приклад успішного інтродуцента: огляд поширення за останні 25 років. *Гідробіол. журн.* 2026. Т. 62, № 3. С. 18—33.

Тварини водного та прибережного середовища, зокрема ссавці, відіграють важливу роль у функціонуванні гідроекосистем. Їхня діяльність впливає на трофічні зв'язки, структуру біоценозів, процеси біотурбації та транспорту речовин між водою і сушею. Проте питання про значення таких амфібіотичних видів у структурі та динаміці водних екосистем України, зокрема у межах урбанізованих територій, досі висвітлено недостатньо. Частково це пояснюється біологічною специфікою самих об'єктів, що протягом життя змінюють середовище перебування, а також складністю їхнього моніторингу.

Це повною мірою стосується і ондатри (*Ondatra zibethicus* Linnaeus), північноамериканського виду, що був інтродукований до фауни Євразії, зокрема на територію України, на початку ХХ ст. з метою хутрового промислу [1, 5, 14]. Завдяки високій плодючості, пластичності у виборі місць проживання та відносній відсутності природних ворогів [4], цей вид не лише закріпився, а й створив стабільні популяції. Дані про знахідки ондатри у водоймах Києва містяться у низці праць [17, 20, 24], часто з'являються повідомлення про знахідки цих тварин у агрегаторах фауністичної інформації, зокрема iNaturalist та GBIF. Незважаючи на численні згадки про її поширення, систематичний огляд сучасних знахідок у межах території Києва досі відсутній. Такий аналіз є доречним і актуальним, адже дозволяє оцінити можливості пристосування виду в умовах урбанізованого середовища.

Мета цієї роботи — вивчення особливостей поширення ондатри у водоймах Києва, аналіз її ролі у місцевих екосистемах та визначення факторів, що сприяють успішному існуванню цих тварин в акваторіях міста.

### Матеріал і методика досліджень

Основна маса знахідок розглянутих в роботі стосується періоду останнього десятиліття (2015—2025 рр.). Джерелами інформації про знахідки є спостереження авторів, аналіз музейних колекцій, літератури, результати OSINT-пошуку [12, 29, 30] та аналізу відкритих джерел, зокрема GBIF (URL) та iNaturalist (URL, в кадастрах скорочено як «iNat»).

Для таких даних проводили верифікацію шляхом аналізу відео та фотознімків за розробленими нами критеріями [9]. За цими ж критеріями проведено верифікацію всіх виявлених в різних джерелах даних. Авторами спостереження проводилися у різних типах водойм Києва: р. Дніпро, затоки Дніпра, озера, канали, тобто природні і антропогенно змінені водойми. Переважно це були прямі візуальні спостереження, у низці випадків із застосуванням фотокамери, для документування знахідок.

Дані про відомі нам знахідки було нанесено на карту. Загалом для аналізу було залучено дані щодо 68 знахідок ондатри, отриманих із різних типів джерел. Найбільшу частку становили записи з iNat (31 знахідка), далі — літературні джерела (23 знахідки) та авторські дані (переважно спостереження Т. Турейської, 12 знахідок). Окремі дані були отримані з музейних колекцій (1 знахідка), соціальних мереж (1 знахідка).

Розглянуто окремі аспекти харчування та співіснування з представниками інших видів тварин, зміни умов існування та поведінки тварин залежно від присутності людей. Для визначення динаміки популяції використовували дані державної статистики за формою «2-тп (мисливство)» (<https://stat.gov.ua>). Більш широкі дані про чисельність виду в Україні за даними з цього джерела в розрізі останніх десятиліть представлено раніше [33].

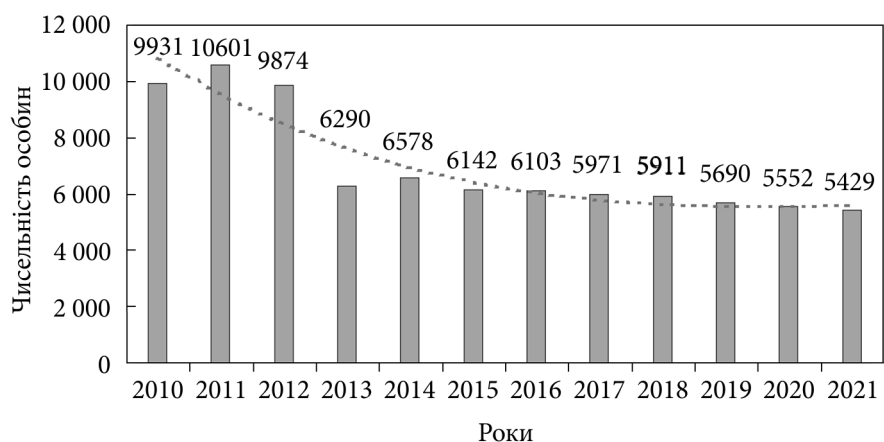
### Результати досліджень

*Історична довідка.* Ондатру розводили на хутових базах Київщини у 1950-х роках та випускали у місцеві водойми [10], чимало випусків було і в 1960-х рр. в рамках програм зі збагачення мисливської фауни [14]. Київщина стала одним з перших регіонів на території України, де після інтродукції сформувалися природні популяції ондатри. Роботи з інтродукції в цьому регіоні тривали з 1946 по 1966 рр. За цей період задокументовано випуск 695 особин на території Київської області [14]. Варто зазначити, що більшість заходів з розселення виду погано документувалися, тому чисельність інтродукованих тварин могла бути більшою, а процес з розселення міг тривати і в наступні десятиліття. Для уникнення неоднозначностей, пов'язаних із веденням обліків в різні періоди, і порівняння таких даних з нашими статистичні дані обмежено останнім обліковим періодом, з 2010 до 2021 р. (рис. 1). Для 2022 р. даних по Києву немає, в цілому для Київської області в цей рік обліковано 6722 особин.

Високі показники чисельності тварин по м. Київ, можуть бути пов'язані з тим, що в статистичних звітах наведені дані про чисельність мисливських тварин на всіх мисливських угіддях, які зареєстровані у Києві, незалежно від їх розташування (угіддя можуть бути розташовані за межами столиці). Очевидно, що величини чисельності порядку 5—10 тис. особин стосуються не лише водойм Києва, але й його околиць, зокрема заплави Дніпра.

Найвищі оцінки чисельності відмічено у 2011 р., після чого мав місце неперервний спад, майже удвічі порівняно з початком проаналізованого періоду. Така динаміка виглядає достовірною, оскільки схожа ситуація щодо динаміки чисельності ондатр описана для інших регіонів України, зокрема сходу [30] та в Україні загалом [33]. Про зниження чисельності, або відсутність реєстрацій ондатри в низці районів, протягом останніх двох десятиліть також свідчать і низка повідомлень від мисливців та біологів.

*Колекційні зразки, що засвідчують знахідки виду.* З території Києва та Київської обл. відомі лише три зразки в колекції Національного науково-природничого музею Національної академії наук України, зокрема один зразок походить з району оз. Алмазного (25.03.2024, Троещина) і два зразки — з території області, з Київського водосховища (20.11.1978) та з с. Проців Бориспільського району (25.02.2003). Один зразок з с. Конча-Заспа зберігається у Зоологічному музеї Київського університету (без дати).



**Рис. 1.** Динаміка чисельності ондатри (*Ondatra zibethicus* L.) з 2010 по 2021 рр. за даними мисливської статистики «2-тп (мисливство)» для мисливських угідь, зареєстрованих у Києві

*Огляд знахідок і поширення.* На території Києва знахідки ондатри реєструють на озерах, вздовж річок, заплав Дніпра, а також у каналах. Значна маса знахідок зосереджена у природоохоронних зонах, зокрема на території Голосіївського НПП. Найчастіше фіксують знахідки ондатри весною та влітку, коли тварини активно мігрують.

Знахідки розділено на блоки, залежно від району міста в якому спостерігали тварину. Дані про знахідки ондатри з літературних джерел зазначені в основному тексті з відповідними посиланнями на джерело та в переліках знахідок за певним районом.

Відповідно до характеру розміщення виявлених місцезнаходжень і їхньої приуроченості до тих чи інших водотоків, груп водойм та ділянок міста виділено чотири їх групи: (1) Святошинські ставки, (2) Північні притоки р. Ірпінь, (3) Голосіїв, (4) Оболонь, (5) Північна частина лівобережжя, (6) Південна частина лівобережжя. Кількість знахідок на правому березі Дніпра є більшою за кількість реєстрацій на лівобережжі.

Літературні дані свідчать про те, що знахідки ондатр в межах Києва відмічені по всій заплаві Дніпра [8] та більшості штучних і природних водойм міста [25]. Зокрема знахідки ондатри зафіксовані на таких штучних озерах, як Вербне, Сонячне [7], Підбірна (1990-ті рр.), Золоче (2016 р.), на о. Жуків (2019 р.) [25]. Вид відмічено також на Голосіївських ставках та на р. Віта з її притоками [20]. Зустрічається вид і поблизу оз. Бабіне на Трухановому острові та на озері біля Олімпійського центру «Конча-Заспа» [3]. Зафіксована в усіх водоймах системи Опечень [30], у 2000-х рр. відмічена на Троещинській заплаві, оз. Тягле, оз. Мартишів, оз. Йорданське, оз. Кирилівське та в затоці Вовкувата [25]. Для фауни прибережних біотопів о. Муромець ондатра також є звичайним видом, проте від початку 2000-х років частота її зустрічей зменшилася [23], що підтверджує загаль-

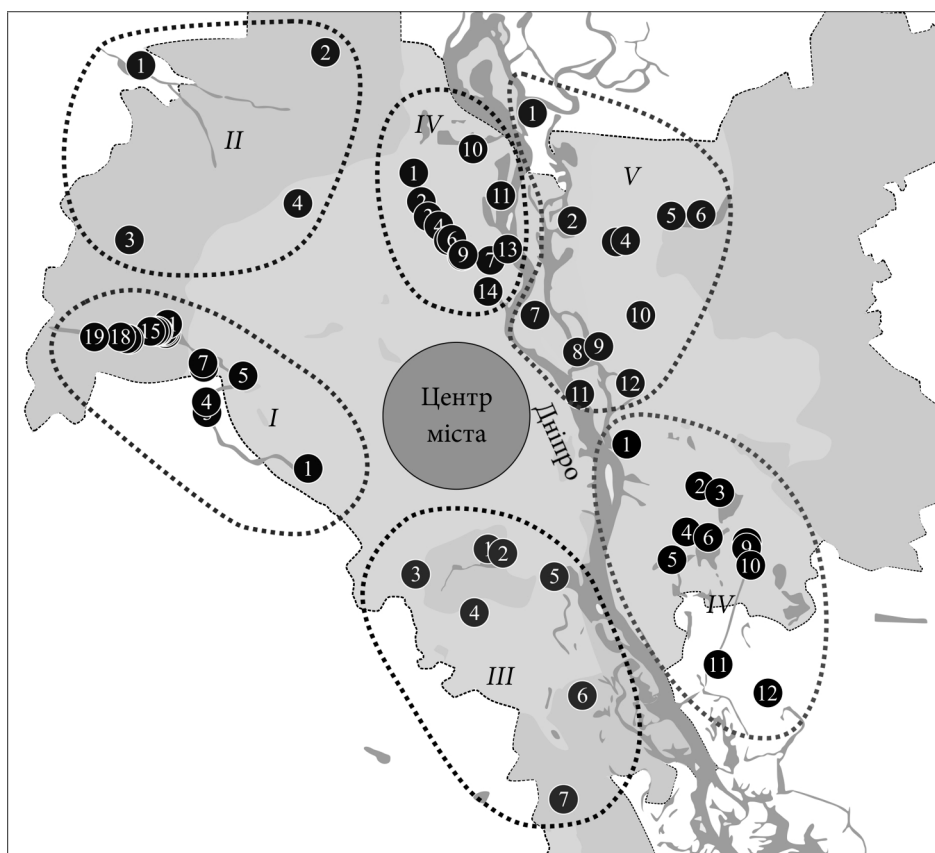
ну динаміку в бік спаду чисельності, встановлену нами в цілому для Києва та інших регіонів.

*Група місцезнаходжень І: «Святошинські ставки».* З цією групою пов'язана більшість авторських спостережень. В межах цього району ондатра була відмічена дослідниками раніше [6, 21]. Інформація про такі реєстрації наведені у переліку та позначено відповідними номерами на карті (сірі значки на рис. 2), з відповідними номерами.

Перелік знахідок: (1) Південно-Борщагівський ж/м., озеро біля школи № 317 (оз. Бахмутське), 2.05.2021,  $n = 1$  (INat); (2) оз. Велике Борщагівське (пд. частина), 21.05.2024,  $n = 1$  (дані авторів); (3) там само (пд. частина, місце впадіння р. Борщагівка), 29.04.2021,  $n = 1$  (INat); (4) там само (пн. частина), 22.04.2021,  $n = 1$  (INat); (5) озеро в парку Совки, 8.07.2020,  $n = 1$ , тварина їла бананову шкірку (INat); (6) Святошинські ставки, в районі рибозаготівельної ферми, 29.05.2024,  $n = 1$  (дані авторів); (7) ставок № 14, 22.06.2023,  $n = 1$  (INat); (8) водойма поблизу очисних споруд Новобіличі КП «Плесо», 15.06.2016,  $n = 2$  та 6.07.2017,  $n = 2$  [6]; (9) водойма поблизу очисних споруд Біличі, на протилежній стороні р. Борщагівка, 26.06.2024,  $n = 1$  (дані авторів); (10) берег р. Борщагівка, 19 та 21.05.2024 (дані авторів); (11) район очисних споруд Новобіличі КП «Плесо», 7.06.2024,  $n = 1$  (дані авторів), тварина переходила канал по греблі, збудованій бобрами (рис. 3, а), поруч — боброве поселення; (12) водойма поблизу очисних споруд Новобіличі КП «Плесо», 25.07.2021,  $n = 1$  (INat), тварина їла листя жабурника звичайного; (13) р. Борщагівка, 29.06.2018,  $n = 1$  (INat), тварина на березі, споживає залишки прибережної рослинності, заплутані в риболовних сітках; (14) рештки загиблої ондатри на березі річки (череп, фрагменти скелету, шкурка тощо), р. Борщагівка, 2.10.2024,  $n = 1$  (INat); (15) озеро поблизу р. Борщагівка, в районі зруйнованого мосту, 4.04.2024,  $n = 1$  (INat); (16) озеро в районі джерела «Нивка», переїзд між озерами, рештки загиблої ондатри, 2.10.2024,  $n = 1$  (INat); (17) озеро в районі джерела питної води «Нивка», 25.07.2020,  $n = 1$  (INat), тварина на похилому до води стовбурі верби, гризе вербове листя; (18) ставок № 14, 26.06.2024,  $n = 1$ , ондатра вийшла на берег в пошуках трав'янистої рослинності (дані авторів); (19) переїзд між озерами, біля рибозаготівельного господарства «Нивка УкрНДІ», 18.05.2024,  $n = 1$  (дані авторів).

Всі ці місцезнаходження (таких 11) формують ланцюгові серії, пов'язані з серіями ставків уздовж річки Нивка (= Борщагівка, басейн р. Ірпінь). Такі ланцюгові серії місцезнаходжень забезпечують можливості відносно вільних переміщень тварин уздовж водотоків.

Їх основною особливістю є наявність дамб уздовж берегів та гребель, які формують сприятливі умови для ондатр завдяки підвищенням як місцям відпочинку, годівлі та облаштування нір. Всі наведені місцезнаходження — нещодавні, виявлені упродовж 2024 р., коли було започатковано це дослідження, як на початку літа (у травні й червні), так і восени (у жовтні). Фактично вид реєстрували на кожному виході і на всіх обстежених ділянках. Переважну частину випадків виявлення зафіксовано у світлу пору доби та більшість з них задокументовано фото- і відеоматеріалами. Знахідки ондатри є частими поруч з очисними спорудами і технічними каналами з теплими скидами, про що свідчать знахідки в Святошинському районі. Значна частка знахідок стосується водойм на території Святошинського району, що межують або входять до складу НПП «Голосіїв»

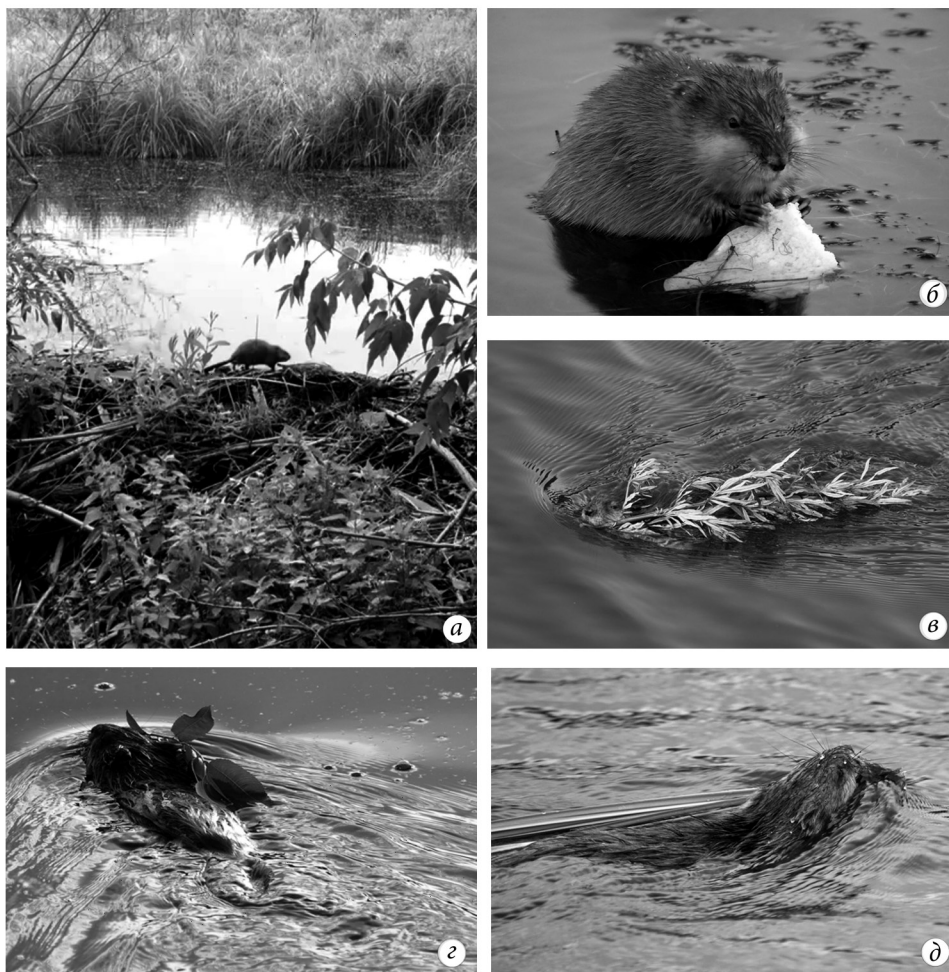


**Рис. 2.** Місця знахідок ондатри (*Ondatra zibethicus*) у водоймах Києва. Римськими цифрами позначено групи знахідок, номери відповідають наведеним у тексті

ський». Нерідко ці водойми є штучними або мають облаштовані дамбами та інші гідротехнічні споруди, проте берегові лінії їх мають розвинену навколородну рослинність, що створює оптимальні умови для існування ондатри.

*Група місцезнаходжень II: «Північні притоки р. Ірпін».* Загалом це найбільш неурбанізована частина місцезнаходжень, віддалена від міської забудови, проте з помітним рекреаційним навантаженням. Особливістю цієї ділянки є серія водотоків, ставків та озер, де існують сприятливі умови завдяки наявності розвиненої водної рослинності та незначної присутності природних хижаків. Одночасно, тут в окремих місцях виникли новобудови (зокрема в районі оз. Синє), що призвело до фактичного спустелювання навколородних біотопів і відповідного зникнення навколородних звірів.

Перелік основних знахідок: (1) с. Горенка, оз. Блакитне, реєстрація у 2017–2018 (соцмережі); (2) оз. Синякове, 28.08.2016,  $n = 1$ , на озері є поселення бобрів (дані авторів); (3) ставок на р. Любка, зарослий очеретом, 24.04.2024,  $n = 1$ , ондатрова хатка на відстані 2 м від бобрової хатки, на заболоченому березі ставка [26]; (4)



**Рис. 3.** Приклади фотофіксації ондатри у водоймах Києва: (а) район очисних споруд Новобіличі КП «Плесо», ондатра що переходить боброву греблю, 7.06.2024; (б) озеро Синє, в раціоні хліб, яким підгодовують люди, 18.12.2017; (в) ондатра з полином, ставок в районі рибозаготівельної ферми, 26.06.2024; (г) Святошинські ставки, ондатра з гілкою верби, 21.05.2024; (д) тварина з рогозом, там само, 29.05.2024

оз. Синє, до 2017—2018 рр. до п'яти ондатр в полі зору (після будівництва житлового комплексу поруч з озером рівень води різко впав, оголивши входи до ондатрових нір, тварин більше не реєстрували).

На багатьох водоймах Києва має місце перекриття ділянок з поселеннями ондатри і бобра, що підтверджує спостереження ондатри на бобровій греблі Святошинських ставків (див. рис. 3, а) та суміжне розташування поселень цих видів на р. Любка.

*Група місцезнаходжень III: «Голосіїв».* Знахідки здебільшого приурочені до «Голосіївського НПП» та його околиць, що у однойменному Голосіївському районі міста. Значна частина водойм району, в яких реєстру-

ють ондатр, відносяться до басейну річки Віта, де зазначений вид був відомий і раніше [22]. Перелік знахідок, за даними авторських спостережень та даних отриманих з відкритих джерел наведено нижче:

Перелік основних знахідок: (1) Дідорівські ставки, 25.04.2005,  $n = 1$  [6]; (2) оз. Мишоловка, 19.06.2018,  $n = 1$  (INat), ондатра харчувалася гілками верби з зеленим листям; (3) ВДНГ, озеро колишнього пожежного депо, павільйон № 40, 14.05.2009,  $n = 1$  [6]; (4) Пирогів, 27.10.2019,  $n = 1$ , тварина живилася опалим з дерев листям (INat); (4а) Пирогів, озеро біля сміттєзвалища, 09.08.2016,  $n = 2$  (дані авторів); (5) затока Галерна, 21.01.2023,  $n = 1$  (INat); (6) озеро біля олімпійського центру «Конча-Заспа» [5]; (7) оз. Шапарня на р. Віта, 2022 р. [16].

Ця група місцезнаходжень характеризується незначною чисельністю виду, що пов'язано з відносно високим рівнем їх ізоляції від інших умов і фактично відсутнім приватним сектором, звідки раніше могли бути випуски або втечі ондатр. Проте вид тут є, що особливо характерно для південно-східної (придніпровської) частини цього масиву, яка входить до розвиненої прирічкової мережі місцезнаходжень, включно з р. Вітою і заплавою Дніпра. Натомість, з заходу, з боку Голосіївського парку, де протікають розбиті на серію ставків струмки Оріхуватка та Голосіївський, ондатра фактично відсутня.

*Група місцезнаходжень IV: «Оболонь».* В районі р. Дніпро, реєстрації тварин частіше стосуються заплав та найближчих приток Дніпра, зокрема системи озер Опечень [31], що вже описано в тексті та показано на карті (див. рис. 2). Ці знахідки також підтверджують відсутність прямої конкуренції між видами арвіколідної гільдії [33], зокрема розташування поселень ондатри та бобра в безпосередній близькості або в межах однієї невеликої водойми, як от на оз. Синякове.

Дані про знахідки ондатри у правобережних районах Києва, що не були зазначені у попередніх переліках, зокрема знахідки на території Оболонського району наведено нижче:

(1–7) озера системи Опечень [31]; (8) оз. Кирилівське, 2000-ні рр. [25]; (9) оз. Йорданське, 2000-ні рр. [25]; (10) затока Верблюд, 22.08.2021, там само, 23.08.2021, молоді особини, та 3.09.2022,  $n = 1$  (INat); (11) р. Дніпро, затока Собаче Гирло, 20.06.2020,  $n = 1$  (INat); (12) р. Дніпро, парк Наталка, 10.02.2023,  $n = 1$  (INat); (13) там само, в заростях очерету, 19.03.2023,  $n = 1$  (INat); (14) затока Вовкувата, 2000-ні рр. [INat].

Загалом водойми Оболонського району зазнають значного рекреаційного й іншого антропогенного навантаження, оскільки більшість з них, на яких виявлено знахідки ондатри, розташовані у безпосередній близькості до житлової забудови. Їхні береги у більшості випадків мають трансформовану, маловидову рослинність, далеку від природної. Для цього житлового масиву характерна також проблема собак на вільному вигулі, що може становити додаткову загрозу для ондатр. Висока щільність людської присутності біля водойм загалом не сприяє створенню стабільних оптимальних умов для цього виду, і саме з цим, ймовірно, пов'язана невелика кількість знахідок у водоймах Оболонського району, попри наявність великої кількості потенційних аматорів-спостерігачів.

*Група місцезнаходжень V: «Північна частина лівобережжя».* Ця група знахідок стосується р. Десенка та пов'язаної з нею системи водойм. Знахідки на лівобережжі Дніпра характеризуються переважанням штучних водойм або окремих природних водойм, які були суттєво змінені в процесі забудови цієї частини міста після 1960-х рр. Тут знахідки ондатри найчастіше виявляються у теплих, не замерзаючих водоймах. Так, одразу кілька знахідок походять з озер і каналів, розташованих поряд із густонаселеними районами міста, такими як Осокорки, Русанівка та ін.

Ондатри тут також проявляють толерантну поведінку, через що їх вдається спостерігати з близької відстані. На околицях міста, де зустрічаються зграї здичавілих собак, ондатра може ставати їхньою здобиччю. Про це свідчить знахідка влітку 2024 р. в районі оз. Алмазне. Деталі знахідок на лівому березі та островах на Дніпрі описані у наступному переліку.

Перелік основних знахідок: (1) о. Муромець, звичайний вид, відмічено зниження частоти реєстрацій з початку 2000-х рр. [23]; (2) Троещинська заплава, початок 2000-х рр. [24]; (3) оз. Нижнє Вигурівське,  $n = 1$ , 12.09.2021 (INat); (4) оз. Нижнє Вигурівське, 21.05.2021,  $n = 1$ , та 12.09.2021, на тому ж озері (INat); (5) оз. Алмазне, 26.10.2024,  $n = 1$  (INat); (6) оз. Алмазне, 25.03.2024,  $n = 1$ , травмована тварина (врятувати не вдалося, череп в ННПМ); (7) озеро Бабине, Труханів острів, без деталей [3]; (8) о. Долобецький, 04.2024,  $n = 1$ , тварина плавала паралельно береговій лінії (дані авторів); (9) Русанівська протока, 25.08.2023,  $n = 1$  (INat); (10) штучне озеро в парку Перемога, 6.07.2024,  $n = 1$  (INat); (11) кормовий столик на руслі Дніпра, 07.2024,  $n = 1$  (дані авторів); (12) Русанівський канал, 20.05.2021,  $n = 1$ , тварина харчувалася прибережною трав'янистою рослинністю (INat).

Ця частина лівобережного Києва характеризується різноманітними типами водних об'єктів де реєструють знахідки ондатр — від заплів і озер до штучних водойм і каналів. Характерним є те, що частота зустрічей ондатри у природних водоймах зменшується з початку 2000-х рр., як це показано для о-ва Муромця [23]. Попри це, тварин досить часто реєструють на водоймах наближених до культурних ландшафтів, житлової забудови, парків де росте ймовірність хижацтва зі сторони домашніх собак. Попри це, на оз. Нижньому Вигурівському, протягом 2025 р. зареєстровано факти розмноження ондатри. Було відмічено молодих представників цього виду, віком до 6 місяців, у другій половині червня наприкінці жовтня 2025 р. (спостереження автора), що свідчить про відносну стабільність цих популяцій.

*Група місцезнаходжень VI: «Південна частина лівобережжя».* Ці місцезнаходження пов'язані як з природними так і з техногенно зміненими водоймами, а також штучними каналами, що формують так звані «острови тепла», зокрема канал Бортницької станції аерації, до якого приурочено майже половину (5 з 12) наведених нижче знахідок.

Перелік основних знахідок: (1) оз. Нижній Тельбін, 28.02.2010,  $n = 2$  [6]; (2) оз. Лебедине, 29.04.2022,  $n = 1$  (INat); (3) оз. Вирлиця, 18.06.2021,  $n = 1$  (INat), те саме озеро, 6.05.2017,  $n = 1$  (INat), те саме озеро, 26.04.2024,  $n = 1$  (INat); (4) оз. Небреж, 27.11.2021,  $n = 1$  (INat); (5) оз. Мартишів, 2000-ні рр. [25]; (6) оз. Тяг-

ле, 2000-ні рр. [25]; (7) канал Бортницької станції аерації, 29.01.2024,  $n = 1$  (INat); (8) той же канал, 23.01.2020,  $n = 1$  (INat); (9) той же канал, 19.01.2001,  $n = 1$  [6]; (10) той же канал, 27.01.2001,  $n = 1$  [6]; (11) той же канал, 20.10.2024,  $n = 1$ , тварина несла фрагмент прибережної рослини (INat); (12) оз. Ревочі, 23.03.2023,  $n = 1$  (INat).

Загалом ці водойми також зазнають значного антропогенного впливу, більшість із них техногенно змінені, попри те з частково збереженою природною рослинністю вздовж берегів, мають відносно стабільний гідрологічний режим. Проте вже розпочаті та заплановані будівельні роботи поблизу цих водойм (напр., будівництво в районі Осокоркових луків) можуть сприяти подальшому зниженню чисельності ондатри через порушення гідрологічного режиму.

*Виявлені особливості екології ондатри.* Ондатру часто реєструють саме за пошуками їжі, коли тварини можуть бути не зовсім пильними та не помітними для спостерігача. Раціон цих тварин переважно складає рослинна їжа, яку складають здебільшого рослини місцевої флори. Огляд раціону ондатри представлено у таблиці 1, а окремі фотореєстрації тварин з рослинною їжею представлені на рис. 3.

Серед раціону ондатри часто рослини що зростають безпосередньо поблизу водойм: очерет, рогіз, верба, кореневища рослин. Інколи до раціону також потрапляють й інші рослини як з води так і з суші. У місцях які пов'язані з частим перебуванням людей навколо водойм трапляються випадки харчування ондатр нетиповими видами їжі, зокрема овочами та фруктами, хлібом.

Серед наявних типів їжі, за умови підгодовування хлібом, часто тварини надавали перевагу саме харчовим продуктам з борошна. Наситившись, залишки їжі ондатри приховували та зголоднівши знов приносили шматки хлібу до кормового столика. Часто тварини втрачають інтерес до тонучої їжі (зокрема морква) та надають перевагу їжі що не тоне (наприклад порізані яблука). Спостереження щодо типів їжі в раціоні ондатри описані у таблиці 1.

*Чисельність та місце в структурі коловодних угруповань ссавців.* Автори відносять ондатру до гільдії коловодних ссавців, що включає, окрім неї, бобра (*Castor fiber* Linnaeus), нутрію (*Myocastor coypus* Molina), шура водяного (*Arvicola amphibius* Linnaeus) [15, 33]. Цей комплекс видів відіграє дуже важливу роль у консумуванні первинної продукції, передусім водних і навколоводних вищих рослин, формуючи потоки речовини й енергії у практично усіх типах природних і напівприродних водойм. Виступаючи в ролі природних меліораторів, вони можуть суттєво впливати на біомасу і структуру домінування їхніх харчових об'єктів і змінювати конфігурацію берегових заростей і навіть берегових ліній завдяки норувій діяльності.

В умовах Києва та його околиць, ондатри є значно більш чисельні за інших коловодних гризунів. За даними мисливської статистики мова йде про понад 5,5 тис. особин (див. рис. 1), натомість бобрів в цих самих угіддях станом на 2021 р. обліковано 2180 особин. Такий значний рівень

Таблиця 1

**Основні типи їжі та частота реєстрацій випадків їх споживання ондатрами у водоймах Києва**

Тип їжі	Частота	Місце спостереження та примітки	Джерело
Природна їжа			
Жабурник звичайний ( <i>Hydrocharis morsus-ranae</i> L.)	Не часто	Водойма поблизу очисних споруд Новобіличі КП «Плесо», 25.07.2021	INat (див. реєстри: п. 12)
Очерет звичайний ( <i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin. ex Steud.)	Часто	В більшості водойм міста	Дані авторів та дані з відкритих джерел, наведених у реєстрах
Рогоз ( <i>Typha</i> L.)	Часто	В більшості водойм міста	Дані авторів та дані з відкритих джерел, наведених у реєстрах
Полин звичайний ( <i>Artemisia vulgaris</i> L.)	Рідко	Ставок в районі рибозаготівельної ферми, 26.06.2024	Дані авторів
Верба ( <i>Salix</i> L.)	Часто	В більшості водойм міста	Дані авторів
Опале листя дерев	Не часто	Озеро в музеї «Пирогів»	Дані авторів та дані з відкритих джерел, наведених у реєстрах
Цибулеві рослини (водні)	Не часто	Озеро Синє, 17.11.2017	Дані авторів
Кореневища рослин	Часто	Святошинські ставки	Дані авторів
Підгодовування людиною			
Банан ( <i>Musa</i> L.)	Рідко	Озеро в парку Совки, 8.07.2020, шкірка банана, підкинута людьми	INat (див. п. 5 у реєстрах)
Хліб	Не часто	Озеро Синє, 22.07. та 17.11.2017, підгодовування людиною	Дані авторів
Морква	Рідко	Озеро Синє, 17.09.2017, підгодовування людиною	Дані авторів
Яблука	Рідко	Озеро Синє, 17.09.2017, підгодовування людиною	Дані авторів

чисельності виду-вселенця сформувався завдяки кращій адаптації ондатри до малих і часто напівприродних водойм, швидкому розмноженню та

меншій вибагливості до умов середовища. На відміну від ондатри, бобри потребують більше простору, якісніших водних ресурсів та наявності лісових зон для спорудження хаток, що може обмежувати їх чисельність у межах міста. А статус щура водяного загалом став близьким до загрозливого і на сьогодні його знахідки є одними з найменш частих. Так само статус нутрії, також вселенця, є вкрай неоднозначним і більшість знахідок може бути визначена як реєстрації втікачів з неволі. Випадки появи таких тварин у природних водоймах Києва є одиничними [15], проте нутрія останніми роками почала формувати стабільні популяції в багатьох регіонах України [32].

Випадки конкуренції між всіма зазначеними видами авторам не відомі, а з огляду на низьку чисельність популяцій нутрії і щура водяного це навряд чи можливо. У зв'язку з цим ондатра в умовах Київського мегаполіса є лідером в гільдії коловодних ссавців-фітофагів.

Поширенню та високим показникам чисельності ондатри сприяє також менший тиск з боку хижаків. В умовах міста їх небагато, проте згадана нами знахідка пораненої ондатри на оз. Алмазне, де мешкає зграя здичавілих собак, свідчить про ймовірність того, що ондатра може бути бажаним об'єктом їхнього полювання. На оз. Синє (17.11.2017) спостерігали домашню таксу, яка проявляла інтерес та намагалася лізти до ондатрової нори. Прояви хижацького інтересу відмічено і для свійських котів на вільному вигулі, зокрема на оз. Синьому, проте випадки здобування ондатри котами нами не відмічені.

Важливо відмітити, що в багатьох регіонах України після успішної натуралізації ондатри, яка відбувалася у останній третині ХХ ст., відбулася стабілізація чисельності з наступним доволі помітним її спадом [33]. Подібний спад з 2000-х років відмічений в низці місцезнаходжень, про що повідомляють колеги з різних регіонів (зокрема, Львівщини, Миколаївщини, Полтавщини, Житомирщини), саме це нами описано і для умовно «міської» популяції ондатри в Луганську [11]. Спад чисельності у 20—30 разів після постінтродукційного росту у 1960—1970-х роках відмічений і на Дніпропетровщині [2, 13]. Для «київської» популяції такого різного спаду не відмічено, хоча в окремих місцезнаходженнях (зокрема оз. Синє на півночі Києва) це явище явно мало місце.

Загальною причиною спаду може бути загальновідоме явище згасання популяцій інтродуцентів після перших повних циклів популяційної динаміки, а фактичною причиною могло бути включення виду в природні осередки туляремії, основним носієм якої до інтродукції ондатри був щур водяний [18, 19], проте наразі це лише гіпотеза. Низький (і майже непомітний) рівень спаду чисельності може бути пов'язаний з тим, що самі популяції є розрідженими через не найкращі умови існування, постійний антропогенний прес, високі рівні хижацтва тощо, тобто по суті перебувають і так в песимальному стані, в якому поширення спустошливих інфекцій обмежено.

*Фактори існування популяції ондатри.* Негативні впливи на стан популяції ондатри створює будівництво нових житлових комплексів і, як

наслідок, порушення гідрологічного балансу озер, що розташовані поруч. Прикладом таких впливів є ситуація з озером Синім. Після початку будівництва багатоповерхівок поруч з водоймою, рівень води в ній критично знизився (близько 2017—2018 рр.). Раніше ж на цьому озері можна було побачити одразу кілька ондатр в полі зору. Внаслідок обміління водойми ондатри, ймовірно, стали легкою здобиччю для здичавілих собак. Озеро перебуває на межі зникнення, попри спроби благоустрою та чистки дна.

Ондатри є чутливими до змін гідрологічного режиму водойм та пристосовуються до регуляції рівня води, зокрема змінюючи рівень входу до нори, який має залишатися під водою. На святошинських ставках представники виду можуть мігрувати та перерозподілятися залежно від регуляції рівня води шлюзами (навесні або восени), зокрема таке явище відмічено в районі рибозаготівельного господарства на Святошинських ставках.

На даному етапі існування ондатри в умовах Києва, стан її популяції не викликає занепокоєння. Попри існування певних загроз через хижацтво від домашніх тварин та нестабільність деяких водних об'єктів ондатра залишаються звичайним видом в умовах водойм міста. Повне зникнення поселень цього виду можливе на тих водоймах, які можуть пересихати через техногенне втручання або відсутність підтримки штучних водойм, проте стабільним залишаються місця існування представників виду в основному руслі Дніпра та його заток.

Загалом цей вид продемонстрував типовий для вселенців виразний підйом чисельності з подальшим, через кілька десятиліть, її спадом, який почався близько 10—15 років тому (порядку 2011—2013 рр.) і завершився новою стабілізацією на приблизно удвічі меншому рівні чисельності. При цьому вид зберіг домінуючі позиції в гільдії навколоводних гризунів-фітофагів і, ймовірно, став причиною суттєвої депресії популяції аборигенного виду зі складу цієї гільдії — *Arvicola amphibius*.

Ондатра стала важливим компонентом сучасних водних екосистем, який своєю середовищевірною діяльністю суттєво змінює структуру водно-болотних угідь, тим самим створюючи середовище для інших тварин, зокрема риб, земноводних, комах і птахів. Важливим впливом ондатри є регуляція рослинності, зокрема очерету, осоки, латаття та ін.: як консумент вона регулює їхній приріст, чим запобігає заростанню водойм. Тобто, йдеться про ті самі екосистемні функції коловодних гризунів-фітофагів, які до появи ондатри в місцевих водоймах робив щур водяний, *Arvicola amphibius*.

Очевидно, що цей вид менш вразливий щодо впливів місцевих хижих, надто видів з родини мустелових (Mustelidae), зокрема горностаїв (*Mustela erminea* Linnaeus), норок (*M. lutreola* Linnaeus) і тхорів (*M. putorius* Linnaeus), які первинно у навколоводних біотопах були пристосовані до живлення щурами та іншими заплавленими видами гризунів (передусім з тієї ж родини Arvicolidae). При надмірній чисельності ондатр вони можуть пошкоджувати дамби, насипи або інші елементи штучних водойм, що є загальновідомим негативним впливом цього виду [27, 28], проте на

фоні зниження чисельності і подальшої її стабілізації на нижчому рівні масштаби такого впливу є невеликими.

### Висновки

Ондатри сформували стабільні популяції, які існують без підживлення втікачами з неволі. Представники виду вже не є важливим господарським видом через зниження попиту на хутро, тому зараз фактично відсутні практики напіввільного утримання цих тварин або утримання їх в неволі.

Ондатри населяють більшість придатних водойм, як по заплаві Дніпра, так і по малих річках і озерах у місті та в передмістях, при цьому в межах Київського мегаполіса можна розрізнити шість просторових угруповань, чотири — в межах правобережної частини міста, два — на лівобережжі Дніпра.

Основними біотопами ондатри в умовах Київського мегаполіса є природні або штучні водойми та річки зі спокійною течією, вологі та заболочені місцевості з береговою рослинністю яка складається з заростей очерету, рогозу та осоки.

У складі гільдії коловодних гризунів-фітофагів вид посідає перше місце, як за кількістю реєстрацій у водоймах Києва, так і за рівнем чисельності, випереджаючи всі аборигенні види (*Arvicola amphibius*, *Castor fiber*) та ще один вид-інтродуцент (*Myocastor coypus*), випадки реєстрації якого у водоймах Києва є набагато рідкіснішими.

Ондатри та бобри не проявляють явної міжвидової конкуренції. Їх поселення часто розташовані в безпосередній близькості один до одного. Обидва види використовують спільну територію, без конкуренції за ресурси.

Середовищетвірне значення ондатри у водоймах Києва є важливим, вона трансформує і по суті створює середовища для інших тварин, здійснює регуляцію рослинності, входить до харчових ланцюгів місцевих хижих, передусім таких же чужорідних — здичавілих собак і котів.

### Список використаної літератури

1. Берестенников Д.С., Гизенко А.И., Самош В.М. Ондатра. Київ: Наук. думка, 1969. 90 с.
2. Булахов В.Л., Пахомов О.Є. Біологічне різноманіття України. Дніпропетровська область. Ссавці (Mammalia). Дніпропетровськ: Вид-во Дніпропетр. ун-ту, 2006. 356 с.
3. Вишневецький В. Водосховища Києва. Київ: Ніка-Центр, 2021. 280 с.
4. Волох А.М. Охотничьи звери Степной Украины. Кн. 1. Херсон, ФЛП Гринь Д.С., 2014. 411 с. <http://elar.tsatu.edu.ua/handle/123456789/4291>
5. Гизенко О.І. До екології та господарського значення ондатри в дельті Дніпра / Екологія та історія хребетних фауни України. Київ: Наук. думка, 1966. С. 56—67.
6. Давиденко І.В. Знахідки деяких чужорідних інвазійних видів тварин на території України / Знахідки чужорідних видів рослин та тварин в Україні. Чернівці: Друк Арт, 2023. С. 121—123.
7. Дубровський Ю.В., Гулейкова Л.В., Плігін Ю.В. та ін. Оцінка екологічного стану рекреаційних озер Києва за розвитком гідрофауни / Екологічний стан водойм м. Києва; за ред. В.А. Кундієва. Київ: Фітосоціоцентр, 2005. С. 110—143.
8. Загороднюк І. Дика теріофауна Києва та його околиць і тенденції її урбанізації. *Вест. зоології*. 2003. Т. 37, № 6. С. 29—38. <https://shorturl.at/ehioW>

9. Загороднюк І. Дистанційна діагностика великорозмірних коловодних ссавців України. *Праці Теріологічної Школи*. 2012. Т. 11. С. 58—62. <http://doi.org/10.15407/ptt2012.11.058>
10. Загороднюк І. Мисливствознавство та мисливські лабораторії в Україні за 100 років: трансформації ідей та інституцій. *Theriologia Ukrainica*. 2024. Т. 27. С. 146—169. <http://doi.org/10.53452/TU2715>
11. Загороднюк І., Коробченко М. Теріофауна міста Луганська (Україна) до-воєнного часу (2004—2014). *Theriologia Ukrainica*. 2024. Т. 28. С. 34—54. <http://doi.org/10.53452/TU2804>
12. Загороднюк І. «Примітна», або «верхівкова» фауна — концепт і застосунки. *Novitates Theriologicae*. 2025. Т. 17. С. 17—25. <https://doi.org/10.53452/nt1706>
13. Задорожна Г., Трифанова М. Чужорідні види ссавців району природного заповідника «Дніпровсько-Орільський». *Theriologia Ukrainica*. 2023. Т. 26. С. 29—42. <http://doi.org/10.53452/TU2604>
14. Колосов А.М., Лавров Н.П. Обогащение промысловой фауны СССР. Москва: Лесн. пром-сть, 1968. 256 с.
15. Лазарев Д., Загороднюк І., Ємельянов І. Нутрія (*Myocastor coypus*) у водоймах України: формування диких популяцій та їх місце в гільдії напівводних гризунів-фітофагів. *Гідробіол. журн.* 2025. Т. 61, № 3. С. 41—62. [http://hydrobiolog.com.ua/2025/pdf\\_2025\\_3/lazarev\\_3.pdf](http://hydrobiolog.com.ua/2025/pdf_2025_3/lazarev_3.pdf)
16. Літопис природи Національного природного парку «Голосіївський». Т. 15. / За ред. О.І. Прядко та ін. 2022. Чернівці: Друк Арт, 114 с.
17. Мальцев В.І., Зуб Л.М., Карпова Г.О. та ін. Водно-болотні угіддя Дніпровського екологічного-коридору. Київ: Інститут екології ІНЕКО, Карадазький природний заповідник НАН України, 2010. 142 с.
18. Милютин Н.Г. Водяная крыса (*Arvicola amphibius* L.), ее биология, хозяйственное и эпидемиологическое значение. *Записки Харьков. с.-х. ин-та*. 1938. Т. 1, № 4. С. 39—119.
19. Милютин Н.Г. Распространение и структура природных очагов туляремии в левобережной лесостепи и смежных районах степи Украины. *Проблемы паразитологии. Тр. Укр. респ. об-ва паразитологов*. Киев, 1964. Вып. 3. С. 277—286.
20. Мішта А.В. Ссавці Голосіївського лісу та прилеглих територій / Екологія Голосіївського лісу; за ред. Д.О. Мельничука. Київ: Фенікс, 2007. С. 154—175.
21. Мішта А.В. Ссавці заплави річки Нивка та прилеглих територій: перспективи охорони : зб. наук. ст. «Екологія водно-болотних угідь і торфовищ». / За ред. В.В. Конішука. Київ: ДІА, 2013. С. 182—185.
22. Мішта А.В. Роль заплави річки Віта у підтриманні різноманіття ссавців (Mammalia) : зб. наук. ст. «Екологія водно-болотних угідь і торфовищ». / За ред. В.В. Конішука. Київ: ТОВ «НВП «Інтерсервіс», 2014. С. 166—170.
23. Осадчий В. Спостереження за тваринним світом острова Муромець (Київ, заплава Дніпра) протягом 2001—2021 років. *Novitates Theriologicae*, 2022. Pars 13. С. 20—26. <http://doi.org/10.53452/nt1312>
24. Парнікоза І.Ю., Атамась Н.С., Колінько В.В. та ін. Київ заповідний. Перспективні території для створення об'єктів природно-заповідного фонду на території Києва. Київ: Київський еколого-культурний центр, 2020. 264 с. (Серія «Охорона Дикої природи». Вип. 89).
25. Парнікоза І., Загороднюк І. Теріофауна заплави Дніпра у Києві: стан та зміни за останні 100 років. *Theriologia Ukrainica*. 2021. Т. 22. С. 21—48. <http://doi.org/10.15407/TU2205>
26. Цвельих О. Дослідження теріофауни Святошинсько-Біличанського лісового масиву в межах Національного природного парку «Голосіївський». *Novitates Theriologicae*. 2020. Pars 11. P. 77—82. <http://doi.org/10.53452/nt1113>
27. Connors L.M., Kiviat E., Groffman P.M., Ostfeld R. Muskrat (*Ondatra zibethicus*) disturbance to vegetation and potential net nitrogen mineralization and nitrification rates

in a freshwater tidal marsh. *Amer. Midland Naturalist*. 2009. Vol. 143. P. 53—63. [https://doi.org/10.1674/0003-0031\(2000\)143\[0053:MOZDTV\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1674/0003-0031(2000)143[0053:MOZDTV]2.0.CO;2)

28. Errington P.L. Muskrat populations. Ames, Iowa, Iowa State University Press, 1963. P. 1—665.

29. Katzner T., Thomason E., Huhmann K. et al. Open source intelligence for conservation biology. *Conservation Biology*. 2022. Vol. 36, N 6. Art. e13988. <https://doi.org/10.1111/cobi.13988>

30. Lazarev D. Alien mammal species in floodplain habitats of the Siversky Donets basin (Ukraine). *Theriologia Ukrainica*. 2023. Vol. 25. P. 15—33. <http://doi.org/10.53452/TU2504>

31. Prychepa M., Hrynevych N., Kovalenko Y. et al. Diversity of aquatic animals in water bodies Opechen' (Dnipro floodplain, Ukraine). *Ukr. J. Ecol.* 2021. Vol. 11, N 3. P. 285—291.

32. Rozhenko M., Stepanok M. Formation of a stable colony of nutria (*Myocastor coypus*) in the lower reaches of the Dnister River (Ukraine). *Theriologia Ukrainica*. 2025. Vol. 29. P. 135—141. <http://doi.org/10.53452/TU2911>

33. Zagorodniuk I., Lazarev D. Dynamics of distribution of introduced mammals in Ukraine and factors influencing them. *Biosystems Diversity*. 2024. Vol. 32 (4). P. 522—542. <http://doi.org/10.15421/012455>

Надійшла 09.01.2026

D.O. Lazarev, PhD (Biol.), Leading Engineer,  
National Museum of Natural History, NAS of Ukraine,  
Bohdan Khmelnytsky St., 15, Kyiv, 01054 Ukraine,  
e-mail: lazarevden@ukr.net  
ORCID 0000-0002-8663-747X

I.V. Zagorodniuk, PhD (Biol.), Senior researcher, Leading researcher,  
Institute for Evolutionary Ecology, NAS of Ukraine,  
Lebedeva St., 37, Kyiv, 03143 Ukraine  
Email: zoozag@ukr.net  
ORCID 0000-0002-0523-133X

T.V. Tureiska, Independent Researcher,  
Kyiv, Ukraine,  
e-mail: turtat@ukr.net  
ORCID 0009-0004-5080-2623

#### MUSKRAT IN KYIV WATER BODIES AS AN EXAMPLE OF A SUCCESSFUL INTRODUCER: REVIEW OF DISTRIBUTION OVER THE PAST 25 YEARS

Features of the distribution of muskrats in Kyiv's water bodies after 2000, population dynamics, dietary characteristics, behaviour, interaction with other species and the environment are described. It is shown that these rodents are widespread both in the Dnieper floodplain and in natural and artificial water bodies of the city, where they form stable micro-populations. The density of muskrat settlements directly depends on the area of water bodies and the stability of their hydrological regime, as well as the level of predation. The number of muskrats in Kyiv and its surroundings has decreased by almost half between 2010 and 2021. In terms of the number of registrations and population size, the muskrat prevails over native species of aquatic rodents, in particular the European beaver, the water vole and the nutria. Muskrat and beaver settlements are often located in close proximity to each other without signs of direct competition. A distinctive feature of muskrat life in an urban environment is that muskrats prefer warmer watercourses, where they are registered more frequently. Changes in the animals' diet have also been observed, particularly as a result of human feeding. In urban environments, muskrats show a reduced level of fear of humans and domestic animals.

**Keywords:** muskrat, introduction, urban water bodies, urban fauna, Kyiv.

# РИБОГОСПОДАРСЬКА ГІДРОБІОЛОГІЯ І ІХТІОЛОГІЯ

---

УДК 502.251 (285):639.05(477)

**НОВИЦЬКИЙ Р.О.**, д. б. н., проф., завідувач кафедри,  
Дніпровський державний аграрно-економічний університет,  
вул. Сергія Єфремова, 25, Дніпро, 49009, Україна  
e-mail: novitskyi.r.o@dsau.dp.ua  
ORCID 0000-0001-9373-5759

**ХРИСТОВ О.О.**, директор,  
ТОВ «Науково-дослідний та проектно-технологічний центр «Довкілля-Дніпро»,  
пл. Новокодацька, буд. 7/91, 49068, Дніпро, Україна  
e-mail: christoff@i.ua

**КОБЯКОВ Д.О.**, аспірант,  
Дніпровський державний аграрно-економічний університет,  
вул. Сергія Єфремова, 25, Дніпро, 49009, Україна  
e-mail: kobiakov.d.o@dsau.dp.ua,  
ORCID 0000-0002-7086-8337

**ГАПІЧ Г.В.**, к. т. н., доц.,  
Дніпровський державний аграрно-економічний університет,  
вул. Сергія Єфремова, 25, Дніпро, 49009, Україна  
e-mail: hapich.h.v@dsau.dp.ua  
ORCID 0000-0001-5617-3566

**КОВАЛЕНКО В.В.**, к. с.-г. н., доц.,  
Дніпровський державний аграрно-економічний університет,  
вул. Сергія Єфремова, 25, Дніпро, 49009, Україна  
e-mail: kovalenko.v.v@dsau.dp.ua  
ORCID 0000-0003-3865-597X

**ГРИЦАН Ю.І.**, д. б. н., проф., завідувач кафедри,  
Дніпровський державний технічний університет,  
вул. Дніпробудівська, 2, Кам'янське, 51918, Україна  
e-mail: gritsan@i.ua  
ORCID 0000-0002-7443-0930

**ХАРБАХ Х.**, д. б. н., проф.,  
Університет прикладних наук, м. Хоф,  
Альфонс-Гоппель-Плац, 1, Хоф, 95028, Німеччина  
e-mail: harvey.harbach@hof-university.de

---

Ц и т у в а н н я: Новицький Р.О., Христов О.О., Кобяков Д.О., Гапіч Г.В., Коваленко В.В., Грицан Ю.І., Харбах Х., Рубік Х. Аспекти застосування біологічної меліорації на гідротехнічному каналі Дніпро-Донбас (Україна). *Гідробіол. журн.* 2026. Т. 62, № 3. С. 34—54.

РУБІК Х., доктор філософії,  
Чеський університет природничих наук,  
Камиска, 129, Прага, 16500, Чехія  
e-mail: roubik@ftz.czu.cz  
ORCID 0000-0002-7498-4140

## АСПЕКТИ ЗАСТОСУВАННЯ БІОЛОГІЧНОЇ МЕЛІОРАЦІЇ НА ГІДРОТЕХНІЧНОМУ КАНАЛІ ДНІПРО-ДОНБАС (УКРАЇНА)

На каналі Дніпро-Донбас проведено дослідження ефективності технології біологічної меліорації з використанням рослиноїдних риб. Визначено видовий склад гідробіотів каналу Дніпро-Донбас (38 видів риб 10 родин), оцінено біологічну продуктивність ділянок каналу. На каналі Дніпро-Донбас у 2010—2023 рр. впроваджено заходи біомеліорації з використанням рослиноїдних риб — білого товстолобика *Hyporhamphichthys molitrix* та білого амура *Stenopharyngodon idella*, детритофага — строкатого товстолобика *Aristichthys nobilis*, бентофага — коропа *Syrpinus carpio*. Розраховано щорічний обсяг вилучення біологічної продукції біомеліорантами: рослиності — не менше 340 тон, фітопланктону — не менше 647 т, детриту — понад 600 т, молюска дрейсени — до 240 т. Встановлено, що багаторічна біомеліорація каналу значно покращила його пропускну здатність, підвищила якість водних ресурсів та зменшила витрати електроенергії на перекачування води в каналі (до 12 % при загальній вартості \$79 684/рік). Біомеліоративні заходи можуть бути невід'ємною частиною сучасних стратегій управління водними ресурсами в Україні в контексті зміни клімату. Практичний досвід, отриманий під час впровадження біомеліорації, може бути застосований на інших гідротехнічних об'єктах в Україні та світі.

**Ключові слова:** Україна, канал Дніпро-Донбас, іхтіофауна, біологічна меліорація, видовий склад, якість води, водна безпека.

Розвиток міст України, її промислових районів, зрошувального землеробства обумовлює зростання попиту на воду [18, 19, 35]. Для задоволення попиту в Україні побудовано 8 великих каналів загальною довжиною 1190 км, потужністю 21,1 млрд м<sup>3</sup> води. Найбільшими гідромеліоративними спорудами України є Північно-Кримський канал довжиною 400,3 км, Головний Каховський магістральний канал — 129,7 км, Дніпро — Інгулець — 150,0 км, Дніпро — Донбас — 263,0 км, Дніпро — Кривий Ріг — 42,95 км [17, 30, 31]. Джерелом забору води для каналів є ріка Дніпро, яка на сьогодні представлена каскадом водосховищ [22, 36, 37].

Магістральний канал Дніпро-Донбас є штучною гідротехнічною спорудою, збудованою у 1970—1980 рр. з метою забезпечення водою східних регіонів України: Дніпропетровської та Харківської областей України, для зрошення у Полтавській області і для роботи промислових підприємств Донбасу. Перша черга каналу розпочала діяльність у 1982 р. Водогосподарський комплекс каналу підпорядкований Державному агентству водних ресурсів України (Держводагентство України).

За останні 30 років перекачування водних ресурсів з каналу зменшилося майже вдвідесятеро і становить 10—40 м<sup>3</sup>/с. Зменшення об'єму та швидкості водного потоку призвело до значних негативних змін у штучній водній екосистемі: замулення, надмірного розростання водної рос-

линності, погіршення якості та санітарних характеристик води тощо. Істотно змінився гідрологічний режим каналу. Під тиском цих факторів значно погіршилася екологічна ситуація на різних ділянках каналу. Спостерігалися значні втрати води, літнє та зимове падіння рівня розчиненого у воді кисню, явище «цвітіння» води через надмірний розвиток фітопланктону (рис. 1).

Погіршення якості води внаслідок евтрофікації впливає на санітарно-гігієнічні показники води, що надходить до водопровідної мережі міст і населених пунктів, чинить негативний вплив на здоров'я людей [9, 11, 20].

В Україні, де значна частина прісної води акумулюється у водосховищах [22, 34], проблема надмірного «цвітіння» водоростей, а також їх ефективного видалення з водосховищ і каналів стоїть надзвичайно гостро вже понад 50 років [5, 24].

Для боротьби з негативними наслідками евтрофікації каналу Дніпро-Донбас Держводагентство України використовувало стандартний набір заходів: скошування надводної рослинності, механічне очищення, доочищення води та застосування хімічних речовин для боротьби з біообростанням. Ці заходи потребували значних фінансових інвестицій: від 4,5 до 6,0 млн грн щорічно (\$130 000—\$170 000/рік) [26].

На сьогодні довести характеристики води у водосховищах до відповідних екологічних та санітарних норм технологічними засобами практично неможливо [10, 12]. Штучними методами протидіяти цвітінню водоростей на великих акваторіях неможливо і недоцільно.

Продукцію фітопланктону споживають нижчі гідробіонти, а також риби [21]. Для зменшення трофічного зв'язку доцільно інтродукувати в гідроекосистему планктоноїдних риб — фітопланктофагів, наприклад, білого товстолобика *Hypophthalmichthys molitrix* Valenciennes, 1844. З 1960-х років для боротьби з надлишком вищої водної рослинності було запропоновано використовувати білого амура *Stenopharyngodon idella* Valenciennes, 1844, а для споживання детриту — строкатого товстолобика *Aristichthys nobilis* Richardson, 1846. Саме ці види здатні ефективно утилізувати первинну органіку, що утворюється у водоймах, покращуючи якість води [1, 8, 16].

Як відомо, комплекс заходів, спрямованих на поліпшення стану природних або штучних гідроекосистем за допомогою живих організмів (мікроорганізмів, безхребетних, риб тощо), називається біологічною меліорацією (біомеліорацією) [33].

Метою нашого дослідження є оцінка результатів реалізації пілотного для України проекту з біологічної меліорації гідротехнічного каналу Дніпро-Донбас (2010—2023 рр.). Завдання полягає не в повній ліквідації цвітіння водоростей як явища, а в пом'якшенні його негативних наслідків, регулюванні процесу росту мікроводоростей (ціанобактерій) та їх раціональному видаленні [23, 32]. Використання отриманих результатів досліджень та розробка ефективних рекомендацій щодо використання різних видів рослиноїдних риб під час біомеліорації каналу дозволить в



**Рис. 1.** Стан водних ресурсів каналу у серпні 2020 р.: *а* — масовий розвиток синьозелених водоростей (верхня ділянка каналу); *б* — пересихання траси каналу до Краснопавлівського водосховища (на дні траси каналу видно рослинність). Фото Р. Новіцького

подальшому впроваджувати такі заходи на інших водних об'єктах України та світу.

### Матеріал і методика досліджень

*Територія дослідження.* Канал Дніпро-Донбас починається з головного водозабору (ГВЗ) на лівому березі Кам'янського водосховища (р. Дніпро). Рівень води в ГВЗ на 2 м вищий, ніж у каналі, що забезпечує самопливне надходження води до магістрального каналу. Подальший рух водних мас по всій акваторії каналу Дніпро-Донбас (рис. 2) забезпечують 12 насосних станцій, що забезпечують підйом води з р. Дніпро до місця впадіння в р. Сіверський Донець (Харківська обл., Україна). У межах траси каналу створено два водосховища: Орільківське (700 га) та Краснопавлівське (близько 3500 га).

У 2010—2023 рр. дослідження проводили по всій трасі каналу Дніпро-Донбас — від головного водозабору в Дніпропетровській області до греблі Краснопавлівського водосховища в Харківській області України (рис. 3). Загальна довжина досліджуваної акваторії каналу становить 202 км.

*Методи.* У 2014—2023 рр. відбирали гідрохімічні, гідробіологічні та іхтіологічні проби за стандартними методиками [2, 8, 13]. У різні сезони року на різних ділянках каналу, де проводилися біомеліоративні роботи, відібрали 98 проб води. Проби води аналізували за основними показниками якості природних вод [2].

Щорічно влітку та восени в акваторії каналу проводили моніторинговий лов іхтіофауни стандартним набором знарядь лову: зяброві сітки з вічком 21—110 мм, кожна довжиною 30—50 м (всього 10 шт.). У



**Рис. 2.** Траса каналу Дніпро-Донбас (а, б); Орільківське (в) та Краснопавлівське (г) водосховища на трасі каналу. Фото Р. Новіцького

2014—2023 рр. було здійснено 234 обловів у різних частинах каналу. В уловах зареєстровано 18 видів статевозрілих риб (6 родин).

Влітку (липень — серпень) для лову використовували дрібновічковий мальковий невід довжиною 15 м і висотою 2 м (вічко 7,5 мм у крилах і 3 мм у кулі). Глибина відбору проб становила до 1,7 м. Одна проба відповідала площі від 100 до 150 м<sup>2</sup>.

Відібрані зразки (3450 екземплярів молоді риб) фіксували у 4,5 % розчині формаліну. Іхтіологічні проби обробляли у лабораторії Дніпровського державного аграрно-економічного університету (ДДАЕУ).

Іхтіологічний матеріал також збирали з браконьєрських знарядь лову (верші, зяброві сітки), а улов рибалок-любителів аналізували за оригінальною авторською методикою [6]. Збір інформації проводили шляхом безпосереднього огляду уловів та їх зважування на місці лову, при цьому фіксували масу улову, кількість риб, що потрапили в улов, їх видовий склад. У різні сезони року в уловах рибалок було зафіксовано 20 видів риб.

Загалом у 2014—2023 рр. було досліджено понад 18 200 особин 34 видів риб (10 родин). Улов диференціювали за видами риб, визначали розміри тіла, масу тіла, стать, стадію статевої зрілості, відбирали проби

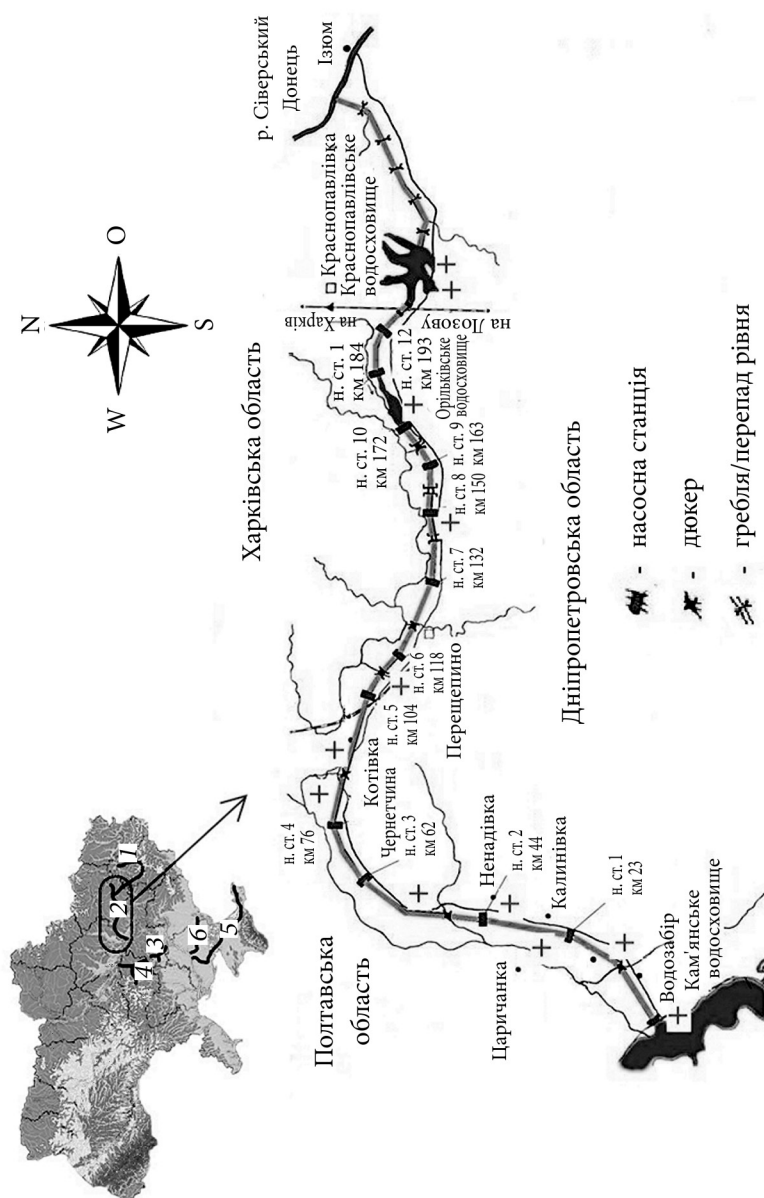


Рис. 3. Місця відбору проб на трасі каналу Дніпро-Донбас. \* Найбільші канали в Україні: 1) Сіверський Донець-Донбас; 2) Дніпро-Донбас; 3) Дніпро-Кривий Ріг; 4) Дніпро-Інгулець; 5) Північно-Кримський канал; 6) Каховський. «+» — станції відбору проб

луски для визначення віку риб. При визначенні риб, їх систематичного положення та номенклатури назв застосовували визначники [16, 25].

Крім цього, стан каналу оцінювали за допомогою ПС відповідно до стандартизованих методик [15, 29, 32]. Нормалізований індекс різниці каламутності (NDTI) визначали за співвідношенням між завислими наночастинами та відбитою радіацією:

$$\text{NDTI} = \frac{I_R - I_G}{I_R + I_G},$$

де  $I_R$  та  $I_G$  означають вимірювання спектрального відбиття, отримані в червоній (видимій) та зеленій областях відповідно.

Нормалізований індекс різниці водоростей (NDAI) визначає наявність процесу заростання водойми водоростями та його стадію розвитку:

$$\text{NDAI} = \frac{I_G + 2I_{NIR} - I_B - I_R}{I_G + 2I_{NIR} + I_B + I_R} + 0,5,$$

де  $I_B$ ,  $I_G$ ,  $I_R$ ,  $I_{NIR}$  — вимірювання спектрального відбиття, отримані в синьому, зеленому, червоному (видимому) та ближньому інфрачервоному діапазонах.

*Статистичний аналіз.* Результати обробляли та аналізували за допомогою статистичних методів [14] та пакетів прикладних програм Microsoft Excel для Windows і STATISTICA 10.0.

### Результати досліджень

У перші роки існування магістрального каналу Дніпро-Донбас (1983—1990 рр.) дослідження на ньому проводили науковці Інституту гідробіології НАН України. За їхніми розрахунками усереднені показники біомаси водної рослинності двох водосховищ (Орільківського та Краснопавлівського з загальною площею обох 4200 га) на каналі — сягали 2271 т. Щорічна продукція фітопланктону сягала 27288 т. Було показано, що продуктивність зоопланктону та зообентосу є досить високою, їх розвиток достатній для отримання значної рибної продукції. Усереднений щорічний показник біомаси зоопланктону Орільківського та Краснопавлівського водосховищ на каналі — 903 т. [3, 4].

У 1980-х роках масовими представниками кормового (для риб) зообентосу у каналі були двостулкові молюски монодакна *Monodacna colorata* (Eichwald) та дрейсена бузька *Dreissena bugensis* Andr., з червів — *Oligochaeta*, з ракоподібних — бокоплавів. Загальна чисельність донних безхребетних макробентосу на початку каналу сягала 40 тис. екз/м<sup>2</sup> за біомаси до 13 кг/м<sup>2</sup> (за рахунок розвитку дрейсени). У двох водосховищах каналу Дніпро-Донбас запас дрейсени перевищував 1560 т. Усереднена біомаса «м'якого», продуктивного бентосу в Краснопавлівському водосховищі сягала 665 т, а в Орільківському — 42,35 т [3, 4].

Наведені ретроспективні дані свідчать про наявний біопродукційний потенціал на різних ділянках каналу Дніпро-Донбас і про загальну низькоєфективну організацію процесу вилучення гідробіонтів, надлишок яких може спричиняти погіршення якості води у каналі. Наприклад, надмірний розвиток синьозелених водоростей спричиняв «цвітіння» води і, як наслідок, — неодноразове виникнення заморів риби [7].

Різноманіття іхтіофауни каналу Дніпро-Донбас повністю залежало від проникнення різних риб з Кам'янського (стара назва — Дніпродзержинського) водосховища. На сьогоднішній день у складі іхтіофауни каналу Дніпро-Донбас зареєстровано 38 видів риби з 10 родин [7].

*Вселення видів-біомеліорантів та його результати.* Перше вселення риб-біомеліорантів у гідротехнічний канал здійснено у 2011 р. (4 види риби, вікова група — цьоголітки). У 2012 р. вселення було продовжено і суттєво збільшено за кількістю особин (табл. 1). У 2013 р. інтродукція здійснювалася тільки цьоголітками білого амура, але в значних обсягах. У 2017 р. вперше здійснено вселення підрощеної молоді (усереднена маса одного екз. — 1 г). Зменшення нормативної маси зарибку запропоновано внаслідок складної ситуації з посадковим матеріалом у країні.

Вселення підрощеної молоді масою 1 г має значні логістичні переваги, а також цей зарибок має невисоку собівартість порівняно з більш старшими групами (однолітки, однорічки, дволітки). Звичайно, потрібно враховувати високу смертність такої молоді риби, а також уникати вселення у ділянки водойми з високим пресингом хижаків.

Далекохідні рослиноїдні риби — білий та строкатий товстолобики, білий амур, яких вселили в води України у ХХ ст. для боротьби з заростанням водойм і підвищення біопродуктивності, відмінно показали себе на малих ставках і озерах.

При комплексному зарибленні акваторії каналу видами-біомеліорантами розраховані наступні показники вилучення біологічної продукції. Зариблення білим товстолобиком прогнозовано забезпечує подальше вилучення у вигляді іхтіомаси або утилізування рибами, що залишилися в водоймі, не менше 647 т фітопланктону за вегетаційний сезон (рис. 4).

Важлива роль строкатого товстолобика у нейтралізації донних відкладів (детриту). За дотриманням обґрунтованих обсягів зариблення цим видом (див. табл. 1) можна прогнозовано щорічно вилучати з каналу понад 600 т донних відкладів.

Вселення обґрунтованої кількості біомеліоранта-бентофага — коропи європейського — дозволить щорічно вилучати з каналу до 240 т молюска дрейсени.

Беззаперечно, ці процеси вилучення біопродукції суттєво зменшать органічне забруднення водойми внаслідок відмирання вищої водної рослинності та нижчих водоростей, серйозно вплинуть на розвиток біобіотопів і, відповідно, підвищать якість води у каналі.

Ефективність проведеної біомеліорації (покращення якості води, зменшення заростання акваторії) доводять світліни ділянок каналу Дніпро-Донбас: нижче дюкера № 1 (Петриківська ділянка) та нижче на-

Таблиця 1

Обсяги вселення риб-біомеліорантів у акварію каналу «Дніпро-Донбас»

№ ділянки	Період зариблення													
	2011 р. (осінь)				2012 р. (осінь)*				2013 р. (весна)**		2013 р. (осінь)			
	вік	наваж-ка, г	млн. шт	тон	вік*	наваж-ка, г	млн. шт	тон	млн. шт	тон	ілк	наваж-ка, г	млн. шт	тон
1а	Короп	12—16	0,16	2,5	—	—	—	—	—	—	0+	50	0,110	5,53
	Амур білий	12—16	0,167	2,5	—	—	—	—	—	—	0+	30	0,028	0,85
	Товстолоб білий	12—16	0,102	1,53	—	—	—	—	—	—	0+	100	0,021	2,12
Всього по ділянці № 1а (Петриківська)														
1б	Короп	12—16	0,147	2,2	0+;1	20	0,77	15,4	0,46	9,24	—	—	—	—
	Амур білий	12—16	0,153	2,3	0+;1	20	0,29	5,7	0,17	3,42	—	—	—	—
	Товстолоб білий	12—16	0,1	1,5	0+;1	20	0,87	17,37	0,53	10,42	—	—	—	—
Всього по ділянці № 1б (Могилівська)														
2—3	Короп	12—16	0,127	1,9	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
	Амур білий	12—16	0,133	2,0	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
	Товстолоб білий	12—16	0,08	1,2	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—

Продовження табл. 1

№ ділянки	Період зариблення														
	2011 р. (осінь)				2012 р. (осінь)*				2013 р. (весна)**			2013 р. (осінь)			
	вік	наваж-ка, г	млн. шт	тон	вік*	наваж-ка, г	млн. шт	тон	млн. шт	тон	млн. шт	тон	наваж-ка, г	млн. шт	тон
Всього по ділянці 2 (Лисківсько-Пресображенська)	0+	12-16	0,34	5,1	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
3	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
Короп	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
Амур білий	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
Товстолоб білий	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
Всього по ділянці 3 (Михайлівсько-Гупалівська)	0+	12-16	1,18	17,53	0+;1	20	1,93	38,5	1,16	22,86	0+	30-100	0,159	8,5	
Всього по всіх ділянках	0+	12-16	1,18	17,53	0+;1	20	1,93	38,5	1,16	22,86	0+	30-100	0,159	8,5	

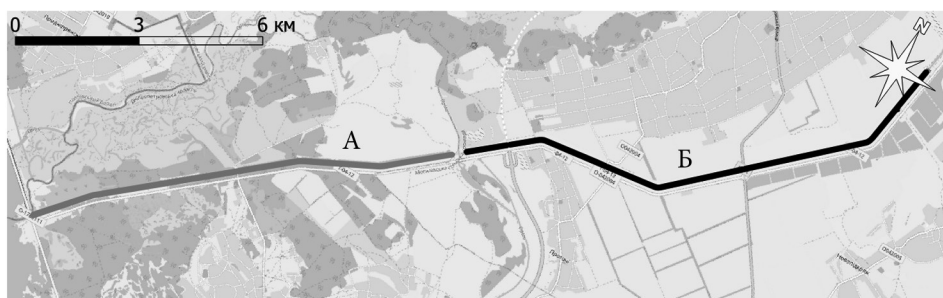
Примітка. \* Зимівля відбувалася у відокремленій акваторії в межах ділянки 16. Оскільки зариблення відбувалося без переміщення зарибку, вік зазначено сумарно, відповідно у 2012 р. — 0+ (цьоголітка), а навесні 2013 р. — 1 (однорічка); \*\* коефіцієнт природної смертності в 40 % після зимівлі 2012—2013 рр. прийнятий як мінімальний, з врахуванням ефективності всіх охоронних та біомеліоративних заходів.



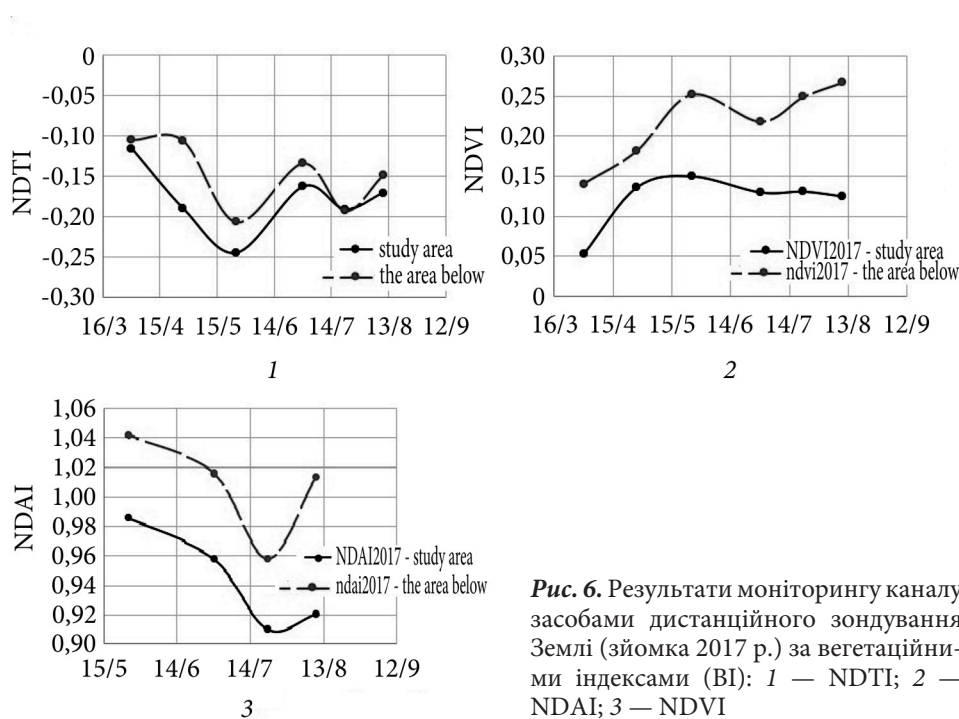
**Рис. 4.** Результати біомеліоративної діяльності рослиноїдних риб на каналі у 2016—2017 рр.: *а* — розвиток фітопланктону на ділянці каналу після насосної № 2 (серпень 2016 р.); *б* — стан ділянки у серпні 2017 р.; *в* — заросла рослинністю акваторія ділянки після дюкера № 1 (липень 2016 р.); *г* — стан цієї ділянки каналу у серпні 2017 р. Фото В. Кузори

сосної станції (НС) № 2 (Преображенська ділянка) (рис. 5). Результати моніторингу каналу засобами дистанційного зондування Землі (зйомка 2017 р.) також підтверджують ефективність здійсненої біомеліорації на каналі (рис. 6).

Основними індексними показниками дистанційного зондування дзеркала води каналу у дослідженні використані: NDTI (нормалізований індекс різниці каламутності — Normalized Difference Turbidity Index), NDAI (нормалізований індекс різниці водоростей — Normalized Difference Algae Index) та NDVI (індекс нормалізованої диференціальної рослинності — Normalized Difference Vegetation Index) [30, 32]. Вказані індекси отримані на основі декодування та аналізу космічних зображень з супутника Sentinel-2 для «маски» водного дзеркала каналу Дніпро-Донбас для ділянок вище та нижче дюкера № 1 (див. рис. 6).



**Рис. 5.** Результати моніторингу ділянок акваторії каналу Дніпро-Донбас (2017 р.): А — нижче дюкера № 1 (Петриківська ділянка), Б — від дюкера № 1 до НС № 1 (Могилівська ділянка)



**Рис. 6.** Результати моніторингу каналу засобами дистанційного зондування Землі (зйомка 2017 р.) за вегетаційними індексами (BI): 1 — NDTI; 2 — NDAI; 3 — NDVI

Результати моніторингу 2017 р. акваторії каналу Дніпро-Донбас (табл. 2) свідчать про суттєву різницю між вегетаційними індексами на ділянках каналу без біомеліорації / з біомеліорацією. Так, значення альгоіндексу (NDAI) свідчить про ефективність «роботи» рослиноїдних видів риб на ділянці каналу Б. Індекс нормалізованої рослинності (NDVI) показав суттєво меншу щільність синьо-зелених водоростей, особливо наприкінці літа, як результат біомеліорації ділянки Б (рис. 7).

Відсутність відчутної різниці за NDTI, скоріше за все, доводиться тим, що в період кінець червня — початок липня були здійснені прокачування води по каналу Дніпро-Донбас, що вирівняло показники мутності

Таблиця 2

Значення індексів рослинності для ділянок А (Петриківська) та Б (Могилівська) каналу

Дати досліджень	NDTI		NDVI		NDAI	
	ділянка Б	ділянка нижче (А)	ділянка Б	ділянка нижче (А)	ділянка Б	ділянка нижче (А)
31.03.2017	-0,12	-0,11	0,06	0,11	—	—
27.04.2017	-0,19	-0,11	0,12	0,17	—	—
25.05.2017	-0,25	-0,21	0,17	0,24	0,99	1,04
29.06.2017	-0,16	-0,13	0,14	0,21	0,99	1,02
21.07.2017	-0,19	-0,19	0,15	0,24	0,91	0,99
10.08.2017	-0,17	-0,15	0,14	0,25	0,92	1,01

води на ділянках каналу А та Б (відповідно — Петриківська та Могилівська).

Вилучення надлишкової продукції за видами-біомеліорантами та туводними видами. Науково обґрунтоване вилучення надлишкової іхтіомаси є необхідним фінішним етапом біомеліорації. Це є регулюючим чинником і запобіжним заходом перешкоджанню повторного забруднення екосистеми каналу і погіршенню якості води. Крім того, впровадження біомеліоративного відлову старшовікових груп риб дозволяє додатково отримати якісну харчову продукцію.

Показники загальних обсягів вилучення місцевих і вселених риб за увесь період біомеліоративної діяльності на каналі наведені на рис. 8.

Зазначимо, що у 1987 році вченими Інституту гідробіології НАН України розрахована фактична рибопродуктивність Орільківського во-

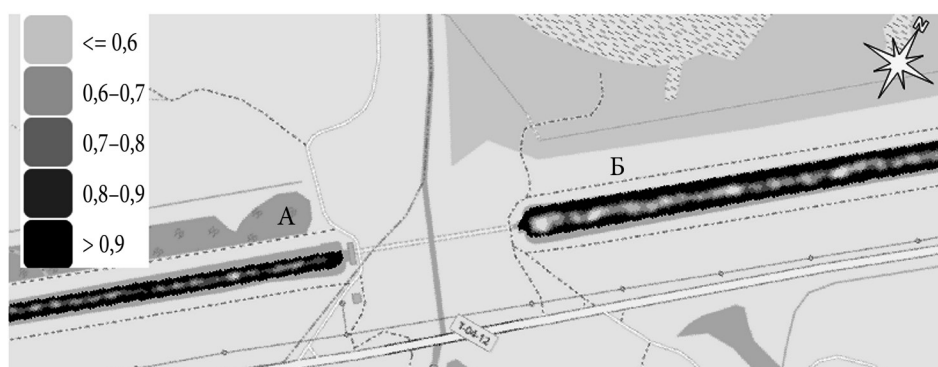
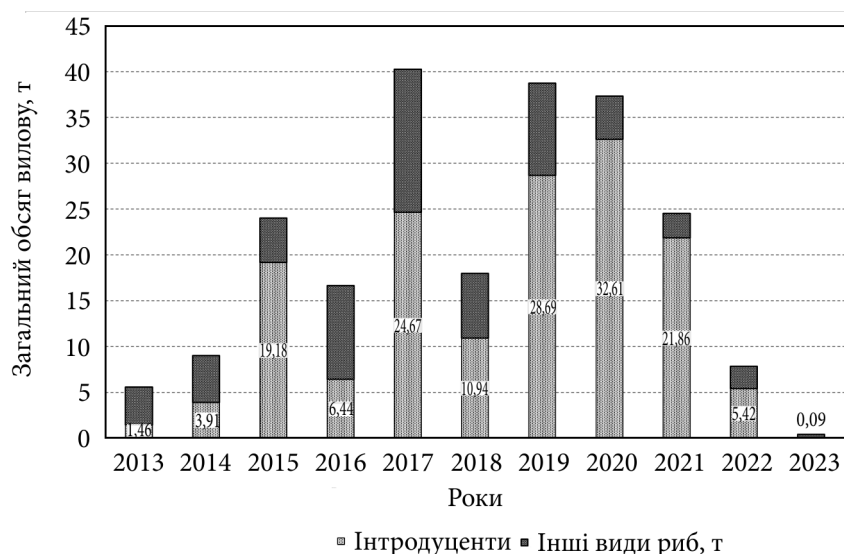


Рис. 7. Ділянка каналу біля дюкера № 1 — альгоіндекс NDAI на 10.08.2017 р. (зліва ділянка А, справа — Б)



**Рис. 8.** Загальні обсяги біомеліоративного вилову риб на каналі Дніпро-Донбас у 2013—2023 рр. (з часткою інтродуцентів), т

досховища становила 93,54 кг/га [4], але за 35 років зменшилася майже у 5,5 разів і до 2015 року не перевищувала 15,16 кг/га.

Загальна фактична рибопродуктивність Краснопавлівського водосховища у 2015 р. сягала 18,26 кг/га, що майже втричі нижче розрахованого допустимого рівня. Науково обґрунтовані обсяги зариблення Орільківського та Краснопавлівського водосховищ у 2013 р. дали змогу значно наростити їхніомасу риб-біомеліорантів, що відобразилося на збільшенні їх уловів у 2014—2015 рр. (див. рис. 8).

Влітку 2016 р. майже третина стада рослиноїдних риб (білий товстолобик) була втрачена внаслідок вторинного забруднення під час прокачування води з Кам'янського водосховища по трасі каналу [7].

На акваторії ділянки магістрального каналу Дніпро-Донбас від головної водозабірної споруди (ГВС) до дюкеру № 1 на відстані 6 км 30.07—12.08.2016 р. спостерігалась загибель білого товстолобика *H. molitrix*. Сумарна кількість загиблих риб склала 14523 особин, загальна маса загиблих особин — 13,01 т. У результаті досліджень виявлено, що до загибелі біомеліорантів призвів критичний рівень органічного забруднення води в аванкамері каналу (біомаса відмерлих синьозелених водоростей сягала 3000 г/м<sup>3</sup>). При «залповому» надходженні органіки з аванкамери до ділянки № 1 (при прокачуванні води) для білого товстолобика виник токсичний ефект (при споживанні цих водоростей), і підсилення негативного впливу за рахунок ураження зябер риб та дефіциту кисню у організмі за високих температур води (+27 °С і вище) [7].

Для попередження подальших ексцесів і загибелі риб під час прокачування води по трасі каналу були запропоновані заходи нейтралізації

органіки в аванкамері каналу. У 2017—2023 рр. подібних випадків загибелі риб на каналі, викликаних надмірним розвитком фітопланктону і бактеріофлори, не спостерігалось.

*Економічний ефект від провадження біомеліоративної діяльності на каналі Дніпро-Донбас.* У 2019 р. проведені розрахунки економічної ефективності від біомеліоративної діяльності на каналі.

Розглядали трасу каналу Дніпро-Донбас від ГНС до насосної станції № 5, а також від насосної станції (НС) № 7 до насосної станції № 9 (загальна довжина 104,11 км). Для видалення водної рослинності по обох берегах, з урахуванням середньої ширини заростання акваторії водойми вищою водною рослинністю у 15 м (з кожного боку) і усередненій ширині каналу у 48,08 м, необхідно виконувати механізовані роботи на загальній площі у 156,363 га (1 563 634,15 м<sup>2</sup>).

Для виконання робіт з викошу рослинності необхідно застосування спеціальної водної техніки (наприклад, багатофункціональних косарок). Вручну такі роботи виконати вкрай важко. Для здійснення робіт з викошування застосовувалися невеликі водні косарки типу ЛК-12 (Білорусь) або BERKY 6410 (Germany). Продуктивність водної косарки BERKY 6410 складає до 7500 м<sup>2</sup>/год., ЛК-12 — 3000—8000 м<sup>2</sup>/год.

Отже, при середній продуктивності косарки у 0,5 га/год, для очищення від вищої водної рослинності 1,564 млн. м<sup>2</sup> акваторії каналу необхідно 312,73 годин роботи механізованої техніки однією косаркою із одним робітником. Орієнтовна вартість роботи косарки сягає 1900 грн/год, тобто загальний обсяг сезонних витрат сягнув би 594,19 тис. грн (\$21 220), не враховуючи заробітної плати робітника.

При застосуванні інших видів водної техніки, в тому числі універсального земснаряду «Watermaster Classik IV» із додатковим обладнанням для видалення рослинності загальні витрати на проведення робіт розраховані так. За середньої продуктивності земснаряду у 0,3 га/год., для очищення акваторії каналу від вищої водної рослинності необхідно 521,21 год. роботи земснаряду. Орієнтовна вартість робіт земснаряду (з оплатою праці водія) у 2015—2016 рр. складала 4250 грн./год., тобто загальний обсяг сезонних витрат сягав би 2 215,142 тис. грн (\$79 112). Зазначена сума не враховує витрати на вивезення скошеної рослинності за межі санітарної зони каналу у місця складування або на полігони твердих побутових відходів. Причому такі роботи необхідно здійснювати кожного року.

Натомість випуск у канал молоді білого амура *C. idella* на ту ж суму 2 215,142 тис. грн (\$79 112) потребує витрат тільки у перший рік зариблення. У наступні три роки його біомаса зростає (навіть попри природну смертність), що забезпечило, за розрахунками, вилучення не менше 1100 тон вищої водної рослинності.

Тобто, застосування тільки одного виду-біомеліоранта (білого амура як споживача водної рослинності) дозволяє заощадити зазначені кошти у повному обсязі — усереднено 2 215,142 тис. грн/рік (\$79 112/рік).

*Економія електроенергії.* За рахунок комплексної дії усіх видів-біомеліорантів спостерігається значне очищення траси каналу від водної рослинності, що обумовлює зниження витрат електроенергії на перекачування води насосними станціями (НС № 1—3 та НС № 7—9).

Біомеліоративний ефект на каналі почав спостерігатися із 2012 р. В окремі роки (2011, 2014 та 2015 рр.) у зв'язку із незначними обсягами прокачування води і при незначному завантаженні насосів визначити економічний ефект було достатньо складно (відомо, що витрати електроенергії при дискретному режимі роботи насосних станцій значно зростають). Але в роки, коли проводився водообмін Краснопавлівського водосховища і завантаження насосів було більш стабільним, витрати електроенергії і її економія стають доступними для аналізу (2012, 2013, 2016 рр.).

Найбільш відчутна економія електроенергії простежувалася на НС № 1 (ділянка каналу від ГНС до НС № 1), де біомеліоративні роботи здійснювали у максимальному обсязі. У 2012 р. питома витрата електроенергії порівняно з 2010 р. знизилась на максимальну величину — на 1,43 кВт-год/тис. м<sup>3</sup>, у 2013 р. — на 1,84, у 2016 р. — на 2,03 кВт-год/тис. м<sup>3</sup>). З урахуванням об'ємів прокачування у 2012 р. — 158 448 тис. м<sup>3</sup>, у 2013 р. — 149 348, у 2016 р. — 128 176 тис. м<sup>3</sup>.

Отже, чиста економія електроенергії становить: у 2012 р. — 226 581 кВт-годин; у 2013 р. — 274 800 кВт-годин; у 2016 р. — 260 197 кВт-годин. Всього за три роки заощаджено 761 578 кВт-годин. Станом на лютий 2018 р. за середніми тарифами на електроенергію для Управління каналу Дніпро-Донбас (УКДД) загальна фінансова економія склала близько 1,6 млн. грн. (\$57 140). Усереднений показник економії електроенергії тільки по НС №1 в роки проведення водообміну складає 253 859 кВт-годин, або 533 104 грн./рік (\$19 040).

Запропонована технологія впливу на якість водного середовища забезпечила пропускну спроможність каналу, зменшення витрат електроенергії для прокачування води в каналі на 12 %. Отже, за розрахунками, завдяки біомеліорації середньорічна економія коштів Управління каналу Дніпро-Донбас за цінами 2018 р. склала 2 231 147 грн. (\$79 684).

Зазначене вище свідчить про ефективність провадження технології біомеліоративної діяльності на магістральному каналі Дніпро-Донбас та її подальші перспективи. Такі заходи, спрямовані на підвищення якості водних ресурсів, є надзвичайно важливими на тлі масштабної війни, розв'язаної російською федерацією в Україні.

Протягом усієї історії людства водні ресурси слугували основою для соціального та економічного розвитку будь-якої країни. Сьогоднішні реалії російсько-української війни підкреслюють гостру необхідність розробки комплексних стратегічних рішень для водної безпеки України, які призведуть до пом'якшення екологічних та економічних наслідків війни [19, 27, 28].

Забезпечення водою всіх секторів економіки на основі енергозбереження та ресурсозбереження є фундаментальним для сталого розвитку півдня України. Роль у постачанні дніпровської води до східних регіонів

України, підданих військовим діям, однієї з найкрупніших гідротехнічних споруд — каналу Дніпро-Донбас — є надважливою. Біологічний потенціал акваторії каналу Дніпро—Донбас також може забезпечувати продовольчу безпеку південних та східних регіонів України за рахунок вилучення і використання надлишкової іхтіомаси інтродукованих та туводних видів риби.

### Висновки

Технологія біомеліорації на магістральному каналі Дніпро-Донбас є ефективною. Біологічна меліорація забезпечила використання рибами надлишку фітопланктону, зоопланктону, вищої водної рослинності, загальне покращення якості водних ресурсів, істотне поліпшення пропускної спроможності каналу, зменшення витрат електроенергії для прокачування води у каналі (на 12 %, або \$79 684).

Біомеліоративні заходи на каналі не лише поліпшили якість води, вони сприяли підтриманню видового біорізноманіття, стабілізації гідрологічного режиму, сталості екологічних послуг, які може надавати канал. Також уповільнилась деградація водойми.

Біологічна меліорація є інтегрованим компонентом сучасних стратегій сталого розвитку та управління природними ресурсами, а саме тому цей досвід можна застосовувати на всіх водоймах загального користування України, у тому числі й на магістральних гідротехнічних каналах. Біомеліоративні роботи будуть ефективні і в каскаді дніпровських водосховищ. Сучасні технології біомеліорації на водоймах загального використання, спрямовані на підвищення якості водних ресурсів, можуть бути запропоновані також іноземним користувачам і інвесторам.

### Список використаної літератури

1. Бузевич І.Ю. Стан та перспективи рибогосподарського використання промислової іхтіофауни великих рівнинних водосховищ України: дис... докт. біол. наук. Київ, 2012. 297 с.
2. ДСТУ ISO 5667-4-2001. Якість води. Відбирання проб. Ч. 4. Настанови щодо відбирання проб із озер, штучних і природних водойм. Київ: Держспоживстандарт України, 2004. 10 с.
3. Коваль Н.В., Шевченко П.Г., Колесников В.Н. Видовой состав молоди рыб и некоторые черты формирования ихтиофауны канала Днепр-Донбасс. Киев, 1987. 19 с. Рукопись деп. в ВИНТИ, № 2161-В87.
4. Коваль Н.В., Шевченко П.Г., Колесников В.Н. Экология молоди рыб в зонах влияния водозаборных систем. Москва, 1994. 207 с. Рукопись деп. в ВИНТИ, № 2578-В94.
5. Лук'янець О.І., Ободовський О.Г., Гребінь В.В. та ін. Прогнозні оцінки водного стоку річок України на основі стохастичних закономірностей його багаторічних коливань. Укр. географ. журн. 2021. № 4. С. 18—29. <https://doi.org/10.15407/ugz2021.04.018>
6. Максименко М.Л., Бузевич І.Ю., Новіцький Р.О. Методика збору і обробки інформації для визначення кількісних та якісних характеристик любительського рибальства у водоймах України. Дніпро: ЛІРА, 2024. 72 с.
7. Новіцький Р.О., Махоніна А.В., Кочет В.М. та ін. Аналіз причин загибелі товстолобика білого *Hipophthalmichthys molitrix* у магістральному каналі «Дніпро-Дон-

- бас» та заходи щодо її попередження. *Theoretical and Applied Veterinary Medicine*. 2019. Vol. 7, N 2. С. 102—106. <https://doi.org/10.32819/2019.71018>
8. Романенко В.Д. Методика гідроекологічних досліджень. Київ: Обереги, 2008. 201 с.
9. Akinawo S.O. Eutrophication: causes, consequences, physical, chemical and biological techniques for mitigation strategies. *Environ. Challenges*. 2023. Vol. 12: 100733. <https://doi.org/10.1016/j.envc.2023.100733>
10. Arora N.K., Mishra I. Sustainable development goal 6: Global Water Security. *Environ. Sustainability*. 2022. Vol. 5. P. 271—275. <https://doi.org/10.1007/s42398-022-00246-5>
11. Bănăduc D., Curtean-Bănăduc A., Barinova S. et al. Multi-interacting natural and anthropogenic stressors on freshwater ecosystems: their current status and future prospects for 21st century. *Water*. 2024. Vol. 16, N 11: 1483. <https://doi.org/10.3390/w16111483>
12. Bănăduc D., Mărginean M., Dobre A. et al. Ignored dam-fish ecological relations and dam management activities risk knowledge capital — a protected area lotic ecosystem case study (Gura Golumbului Dam Lake, Nera/Danube Watershed). *Transylv. Rev. Syst. Ecol. Res*. 2024. Vol. 26, N 2. P. 91-100. <https://doi.org/10.2478/trser-2024-0012>
13. Bonar S.A., Hubert W.A. Standard methods for sampling North American freshwater fishes. Bethesda, Maryland: Amer. Fish. Soc., 2009. 335 p. <https://doi.org/10.47886/9781934874103>
14. Dubrovin V., Deineha L., Yatsenko A. Statistical analysis software. *Electrical Engineer. Power Engineer*. 2023. Vol. 3. P. 25—32. <https://doi.org/10.15588/1607-6761-2023-3-3>
15. Fedorovsky O.D., Khyzhniak A.V., Tomchenko O.V. Assessing aquatic environment quality of the urban water bodies by system analysis methods based on integrating remote sensing data. *Space Science and Technology*. 2021. Vol. 27, N 5(132). P. 11—18. <https://doi.org/10.15407/knit2021.05.011>
16. *FishBase. World Wide Web Electronic Publication* / Ed. by R. Froese & D. Pauly. 2024. [www.fishbase.org](http://www.fishbase.org)
17. Gleick P., Vyshnevskiy V., Shevchuk S. Rivers and water systems as weapons and casualties of the Russia Ukraine War. *Earth's Future*. 2023. Vol. 11, N 10. <https://doi.org/10.1029/2023ef003910>
18. Hapich H., Novitskyi R., Onopriienko D., Dubov T. Water on fire: losses and the post-war future of ecosystem services from water resources of Ukraine. *Regio. Environ. Change*. 2024. Vol. 24, N 4. <https://doi.org/10.1007/s10113-024-02320-6>
19. Hapich H., Novitskyi R., Onopriienko D. et al. Water security consequences of the Russia-Ukraine war and the post-war outlook. *Water Security*. 2024. Vol. 21: 100167. <https://doi.org/10.1016/j.wasec.2024.100167>
20. Hwang S.J. Eutrophication and the Ecological Health Risk. *Intern. J. Environ. Res. Public Health*. 2020. Vol. 17, N 17: 6332. <https://doi.org/10.3390/ijerph17176332>
21. Kelly L.A., Hassall C. The spatial ecology of phytoplankton blooms in UK canals. *Inland Waters*. 2018. Vol. 8, N 4. P. 422—433. <https://doi.org/10.1080/20442041.2018.1482152>
22. Khilchevskiy V., Grebin V., Dubniak S., Zabokrytska M., Bolbot H. Large and small reservoirs of Ukraine. *J. Water Land Develop.* 2022. Vol. 52. P. 101—107. <https://doi.org/10.24425/jwld.2022.140379>
23. Le L.-T., Dao T.-V.-H., Tran G.-H. N. et al. Investigation of canal water quality, sanitation, and hygiene amongst residents living along the side of the canals — A cross — Sectional epidemiological survey at Ho Chi Minh city, Vietnam. *Case Stud. in Chem. Environ. Engineer*. 2024. Vol. 9: 100700. <https://doi.org/10.1016/j.cscee.2024.100700>
24. 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 & Reservoirs Management*. 2026. 62(3)

*Reservoirs: Science, Policy and Management for Sustainable Use*. 2023. Vol. 28, N 1. <https://doi.org/10.1111/lre.12436>

25. Nelson J.S., Grande T.C., Wilson M.V.H. *Fishes of the World*. Hoboken, NJ, USA: John Wiley & Sons, Inc, 2016. 752 p. <https://doi.org/10.1002/9781119174844>

26. Novitskyi R.O., Khristov O.O., Hubanova N.L. et al. Zooplankton products on certain sections of the «Dnipro-Donbas» canal. *Theoret. Appl. Veterinary Medicine*. 2020. Vol. 8, N 2. P. 96—100. <https://doi.org/10.32819/2020.82013>

27. Novitskyi R., Hapich H., Maksymenko M. et al. Losses in fishery ecosystem services of the Dnipro River Delta and the Kakhovske reservoir area caused by military actions in Ukraine. *Frontiers in Environ. Sci*. 2024. Vol. 12. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2024.1301435>

28. Onopriienko D., Hapich H., Tkachuk A. et al. Fertigation with sprinklers: Food and water security on the Ukrainian steppe. *J. Ecol. Engineer*. 2025. Vol. 26, N 6. P. 150—161. <https://doi.org/10.12911/22998993/202346>

29. Osypov V., Bawa A., Osadcha N. et al. A High-resolution hydrological dataset for ukrainian river basins with an interactive web interface. *Geoscience Data J*. 2025. Vol. 12, N 4: e70027. <https://doi.org/10.1002/gdj3.70027>

30. Pichura V., Potravka L. Impact of war on natural and climatic transformation of territories in the irrigation zone of Ukraine. *Disc. Appl. Sci*. 2025. Vol. 7: 783. <https://doi.org/10.1007/s42452-025-07404-4>

31. Romashchenko M., Faybishenko B., Onopriienko D. et al. Prospects for restoration of Ukraine's irrigation system. *Water Intern*. 2025. Vol. 50, N 2. P. 104—120. <https://doi.org/10.1080/02508060.2025.2472718>

32. Rozpondek R., Wancisiewicz K., Kacprzak M. Gis in the studies of soil and water environment. *J. Ecol. Engineer*. 2016. Vol. 17, N 3. P. 134—142. <https://doi.org/10.12911/22998993/63476>

33. Shinde S.V., Sukhdhane K.S., Sawant S.S. et al. Amelioration of water quality and physiological performance of GIFT fish through the incorporation of *Lemna minor* and *Lamellidens marginalis* for ecological bioremediation in freshwater integrated multi-trophic aquaculture system. *Aquacult. Intern*. 2024. Vol. 32. P. 7151—7171 <https://doi.org/10.1007/s10499-024-01507-2>

34. Snizhko S., Didovets I., Bronstert A. Ukraine's water security under pressure: Climate change and wartime. *Water Security*. 2024. Vol. 23, 100182. <https://doi.org/10.1016/j.wasec.2024.100182>

35. Sudakov A., Pavlychenko A., Hapich H., Isakova M., Shumov A. Water supply from groundwater: new solutions for a battered-and-bruised Ukraine. *Water Supply*. 2025. Vol. 25, N 3. P. 617—627 <https://doi.org/10.2166/ws.2025.026>

36. Vyshnevsky V.I. Hydrological and hydrochemical regime of the Dnieper reservoirs. *Hydrobiol. J*. 2020. Vol. 56, N 4. P. 103—120. <https://doi.org/10.1615/hydrobj.v56.i4.80>

37. Vyshnevskyi V., Shevchuk S., Komorin V. et al. The destruction of the Kakhovka dam and its consequences. *Water Intern*. 2023. Vol. 48, N 5. P. 631—647. <https://doi.org/10.1080/02508060.2023.2247679>

Надійшла 11.10.2025

R.O. Novitskyi, Dr. Sci (Biol.), Head of the Department,  
Dnipro State Agrarian and Economic University,  
Serhii Efremov St., 25, Dnipro, 49009, Ukraine  
e-mail: novitskyi.r.o@dsau.dp.ua  
ORCID 0000-0001-9373-5759

O.O. Khristov, Director,  
Limited Liability Company «Scientific Research and Project and Technology Center  
«Dovkillya-Dnipro»,  
Novokodatska Sq., 7/91, Dnipro, 49068, Ukraine  
e-mail: christoff@i.ua

D.O. Kobyakov, postgraduate student,  
Dnipro State Agrarian and Economic University,  
Serhii Efremov St., 25, Dnipro, 49009, Ukraine  
e-mail: kobiakov.d.o@dsau.dp.ua  
ORCID 0000-0002-7086-8337

H. V. Hapich, PhD,  
Dnipro State Agrarian and Economic University,  
Serhii Efremov Street, 25, Dnipro, 49009, Ukraine  
e-mail: hapich.h.v@dsau.dp.ua  
ORCID 0000-0001-5617-3566

V.V. Kovalenko, PhD,  
Dnipro State Agrarian and Economic University,  
Serhii Efremov St., 25, Dnipro, 49009, Ukraine  
e-mail: kovalenko.v.v@dsau.dp.ua  
ORCID 0000-0003-3865-597X

Yu.I. Gritsan, Dr. Sci. (Biol.), Head of the Department,  
Dnipro State Technical University,  
Dniprobudivska St., 2, Kamyanske, 51918, Ukraine  
e-mail: gritsan@i.ua  
ORCID 0000-0002-7443-0930

H. Harbach, Dr. Sci. (Biol.), Prof.,  
Hof University of Applied Sciences,  
Alfons-Goppel-Platz, 1, Hof, 95028, Germany  
e-mail: harvey.harbach@hof-university.de

H. Roubik, doc. Ing., PhD,  
Czech University of Life Sciences,  
Kamýcká, 129, Praha-Suchdol, 16500, Czech Republic  
e-mail: roubik@ftz.czu.cz  
ORCID 0000-0002-7498-4140

#### ASPECTS OF BIOLOGICAL AMELIORATION ON THE DNIPRO-DONBAS HYDRAULIC CANAL (UKRAINE)

The efficiency of biological amelioration technology using herbivorous fish was studied on the Dnipro-Donbas Canal. The species composition of the Dnipro-Donbas canal hydrobionts was determined (38 species, 10 families), its biological productivity was assessed. Measures for biological amelioration of the Dnipro-Donbas canal have been proposed and implemented (since 2010) using herbivorous fish — silver carp *Hypophthalmichthys molitrix* and grass carp *Ctenopharyngodon idella*, detritophage — bighead carp *Aristichthys nobilis*, benthophage — common carp *Cyprinus caprio*. The volume of annual extraction of biological products by these bioreclamation species of fish was calculated: vegetation — not less than 340 tons, phytoplankton — not less than 647 tons, detritus — more than 600 tons, Dreissena mollusc — up to 240 tons. It was found that long-term biomelioration of the canal significantly improved its capacity, improved the quality of water resources and reduced electricity consumption for pumping water in the canal (up to 12 % at a total

cost of \$79 684/year). The significance of the results obtained is an integral part of modern strategies for sustainable development and water management in Ukraine in the context of climate change and the aftermath of military operations. The practical experience gained during the implementation of biomelioration can be applied to other hydraulic facilities in Ukraine and around the world.

**Keywords:** *Ukraine, Dnipro-Donbas canal, fish fauna, biological amelioration, species composition, quality of water resources, water safety.*

# 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

## ПІГМЕНТНІ ПОКАЗНИКИ ФІТОПЛАНКТОНУ ВОДОЙМ НАЦІОНАЛЬНОГО ПРИРОДНОГО ПАРКУ «ГОЛОСІЇВСЬКИЙ» (УКРАЇНА) ТА ОЦІНКА ЇХНЬОГО ТРОФІЧНОГО СТАТУСУ

Досліджено пігментні характеристики ( $C_{chl.a+b+c}/C_{chl.a}$ ,  $C_{chl.b}/C_{chl.a}$ ,  $C_{chl.c}/C_{chl.a}$ ,  $C_{chl.a}/C_{chl.b}$ ,  $C_{chl.a}/C_{chl.c}$ ,  $C_{pheo.a}$ , %,  $C_{chl.a}/C_{pheo.a}$ ,  $C_{car}/C_{chl.a}$ , індекс Маргалефа  $E_{430}/E_{664}$  та пігментне співвідношення  $E_{480}/E_{664}$ ,  $E_{430}/E_{665}$ ) фітопланктону 12 ставків Національного природного парку «Голосіївський» (Київ, Україна), які відрізняються за ступенем антропогенного забруднення. Встановлено, що фітопланктон Горіховатських ставків, порівняно із Дідорівськими та Китаївськими ставками, характеризувався більшими середніми величинами загальної кількості пігментів, відносного вмісту хлорофілу а та b і співвідношень  $C_{chl.a}/b$  і  $C_{chl.a}/c$  та меншими середніми значеннями відносного вмісту хлорофілу c, співвідношень  $C_{chl.a+b+c}/C_{chl.a}$ ,  $C_{chl.c}/C_{chl.a}$ ,  $C_{chl.a}/C_{chl.b}$ ,  $C_{chl.a}/C_{pheo.a}$ ,  $C_{car}/C_{chl.a}$ , індексу Маргалефа  $E_{430}/E_{664}$  та пігментного співвідношення  $E_{430}/E_{665}$ , тоді як середні величини співвідношення  $C_{chl.b}/C_{chl.a}$  були майже однаковими в усіх досліджуваних системах ставків. Середнє значення пігментного співвідношення  $E_{480}/E_{664}$  було найменшим у Дідорівських ставках, а найбільшим — у Китаївських ставках. За вмістом хлорофілу а усі обстежені ставки можна віднести до евтрофного типу, а за біомасою планктонних водоростей — переважно більшість досліджуваних водойм (75 %).

**Ключові слова:** фітопланктон, спектральні пігментні характеристики, ставки, Національний природний парк «Голосіївський».

Високий рівень антропогенного навантаження на водойми призводить до значних перебудов в їхніх екосистемах. Найвиразніше негативні наслідки антропогенного впливу проявляються у водних об'єктах, розташованих у великих містах. Досить швидко і чутливо на зміни водного се-

Ц и т у в а н н я: Медведь В.О., Харченко Г.В. Пігментні показники фітопланктону водойм Національного природного парку «Голосіївський» (Україна) та оцінка їхнього трофічного статусу. *Гідробіол. журн.* 2026. Т. 62, № 3. С. 55—71.

ISSN 0375-8990. Гідробіологічний журнал. 2026. 62(3)

55

редовища реагує фітопланктон [5]. Його пігментні характеристики останнім часом широко використовуються як при біоіндикації стану водойм, так і при оцінці їхньої продуктивності та якості води [12, 18, 21, 22, 30, 32, 37, 38].

Значення пігментних характеристик водоростей для визначення стану водойм зумовлено безпосередньою участю рослинних пігментів в процесі фотосинтезу, а також взаємозв'язком їх синтезу із концентрацією біогенних речовин у воді [11, 36].

За співвідношенням хлорофілів (*a*, *b* і *c*) і каротиноїдів оцінюють також кількісний розвиток угруповань водоростей, їхню таксономічну структуру та фізіологічний стан [12, 15, 26, 37—40, 43, 44].

Відомо, що зміни пігментних характеристик фітопланктону пов'язані і з трофічним рівнем водойм [3, 25, 38]. Вони зберігають свою спрямованість в процесі сезонних і багаторічних сукцесій альгоугруповань [21, 26].

Метою даної роботи було з'ясування особливостей спектральних пігментних характеристик фітопланктону ставків Національного природного парку (НПП) «Голосіївський» та використання зазначених показників для оцінки фізіологічного стану водоростей і трофічного статусу водойм.

### Матеріал і методика досліджень

Об'єктом досліджень слугували водойми НПП «Голосіївський», а саме Горіховатські ставки (на р. Горіховатка), Дідорівські ставки (на Дідорівському струмку) та Китаївські ставки (на Китаївському струмку), що зазнають антропогенного забруднення [29] та значного рекреаційного навантаження [31]. Кожний із каскадів складається із чотирьох з'єднаних між собою штучно створених водойм загальною площею відповідно 5,0, 10,3 і 4,3 га [33]. Глибина ставків у центральній частині коливається від 0,5—1,0 до 2,0—3,0 м, а їхнє живлення відбувається переважно за рахунок джерельної води та атмосферних опадів [30, 31]. Карту-схему водойм парку наведено у роботі [29].

Спостереження за розвитком водоростей планктону та визначення в ньому вмісту фотосинтетичних пігментів проводили у червні 2024 р. В роботі також використано деякі дані щодо пігментів та фітопланктону зазначених водойм, опубліковані нами раніше [30].

Проби фітопланктону відбирали за допомогою батометра Рутнера. Камеральне опрацювання альгологічного матеріалу проводили з використанням загальноприйнятих методик [24].

Вміст фотосинтетичних пігментів хлорофілу *a*, *b*, *c* та каротиноїдів у планктоні визначали стандартним спектрофотометричним методом з використанням відповідних рівнянь [28, 42] і виражали відповідно у мкг/дм<sup>3</sup> та мкгSPU/дм<sup>3</sup>.

Відносний вміст хлорофілу *a* ( $C_{chl\ a}/V$ ) розраховували за біомасою фітопланктону та концентрацією хлорофілу *a*, які визначали в одній і тій же пробі води.

Відносну кількість 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 планктону. Паралельно розраховували частку кожного відділу водоростей у загальній біомасі фітопланктону.

Вміст продуктів розпаду хлорофілу  $a$  (феопігментів) оцінювали за допомогою рівнянь Лоренцена [34] згідно відповідних методик [6]. Їхню частку ( $C_{\text{фео } a}$ , %) розраховували від суми з «чистим» хлорофілом  $a$  в кожній пробі планктону.

Розраховували наступні співвідношення пігментів:  $C_{\text{хл } a+b+c}/C_{\text{хл } a}$ ,  $C_{\text{хл } b}/C_{\text{хл } a}$ ,  $C_{\text{хл } c}/C_{\text{хл } a}$ ,  $C_{\text{хл } a}/C_{\text{хл } b}$ ,  $C_{\text{хл } a}/C_{\text{хл } c}$ ,  $C_{\text{хл } a}/C_{\text{фео } a}$ ,  $C_{\text{кар}}/C_{\text{хл } a}$ .

Пігментний індекс Маргалефа  $E_{430}/E_{664}$  [23] та пігментне співвідношення  $E_{480}/E_{664}$  і  $E_{430}/E_{665}$  [21] розраховували виходячи з оптичної щільності ацетонового екстракту пігментів в областях довгохвильових максимумів поглинання світла хлорофілом  $a$  (664 нм та 665 нм) і короткохвильових максимумів для каротиноїдів (430 нм та 480 нм) [4, 8, 12].

Спрямованість зв'язку (позитивний, негативний) між спектральними пігментними характеристиками фітопланктону та часткою певного відділу водоростей у їхній загальній біомасі оцінювали за допомогою кореляційного аналізу [9].

Оцінку трофічного статусу водойм за вмістом хлорофілу  $a$  та біомасою фітопланктону проводили згідно відповідних шкал [3, 13, 25].

Для отримання узагальнюючих характеристик даних розраховували їхні середні значення ( $x$ ) і стандартну похибку ( $SE$ ) та виражали як  $x \pm SE$ . Статистичне опрацювання отриманих даних проведено за допомогою програми MS Excel 2010.

### Результати досліджень та їх обговорення

Результати досліджень засвідчили, що загальна кількість зелених пігментів ( $C_{\text{хл } a+b+c}$ ) під час спостережень за розвитком фітопланктону у водоймах НПП «Голосіївський» зазнавала значних коливань (табл. 1).

Варто відмітити, що величина зазначеного показника була вищою у планктоні Горіховатських ставків порівняно з Дідорівськими та Китаївськими ставками. Так, сумарний вміст пігментів у Горіховатських ставках знаходився в межах 46,65—184,03 мкг/дм<sup>3</sup> (у середньому 104,95 мкг/дм<sup>3</sup>). У Дідорівських ставках величина показника  $C_{\text{хл } a+b+c}$  була помітно меншою і коливалася від 26,20 до 89,99 мкг/дм<sup>3</sup> (у середньому 66,60 мкг/дм<sup>3</sup>). Китаївські ставки, порівняно з Горіховатськими та Дідорівськими, характеризувалися найменшою середньою величиною  $C_{\text{хл } a+b+c}$  (53,45 мкг/дм<sup>3</sup>). На наш погляд, це пов'язано зі специфікою розвитку фітопланктону, який характеризувався різною кількістю хлорофілів  $a$ ,  $b$  і  $c$ . Так, у більшості Горіховатських ставків, найвищі величини  $C_{\text{хл } a+b+c}$  збігалися з величиною біомаси фітопланктону (див. табл. 1). Подібна залежність була відмічена для вмісту хлорофілу  $a$  у планктоні зазначених водойм і раніше [30]. Ймовірно, це зумовлено особливостями розвитку в них планктонних водоростей. Так, у фітопланктоні ставка № 1 переважали представники відділу Euglenophyta (90,30 %), у ставках № 2 та 4 — Dinophyta (відповідно

Таблиця 1

Характеристика пігментного складу та біомаси фітопланктону ставків НПП «Голосіївський»

№ ставка	C <sub>хл. a+b+c</sub> мкг/дм <sup>3</sup>	Відносний вміст хлорофілів, %			В, мг/дм <sup>3</sup>	C <sub>хл. d/B</sub>	Частка окремих відділів водоростей у загальній біомасі, %				
		a	b	c			1	2	3	4	5
Горіховатські ставки											
1	184,03	74,76	10,08	15,16	5,212	26,4	—	8,83	0,87	90,30	—
2	80,46	75,21	3,54	21,24	4,720	12,8	3,96	23,26	3,07	25,66	44,05
3	46,65	77,85	8,55	13,60	1,582	22,9	4,74	20,72	1,20	35,08	38,25
4	108,65	79,48	4,74	15,77	4,101	21,0	9,44	2,94	4,60	7,69	75,33
Середнє значення	104,95±41,36	76,83±1,58	6,73±2,18	16,44±2,35	3,903±1,14	20,8±4,08	6,05±2,10	13,94±6,83	2,44±1,23	39,68±25,18	52,54±14,10
Дідорівські ставки											
1	89,99	74,21	3,00	22,79	3,746	17,8	2,13	91,47	2,21	1,36	2,83
2	86,96	64,61	2,13	26,76	2,499	24,7	—	73,39	3,08	25,53	—
3	26,20	60,12	10,96	30,93	7,167	2,1	—	1,72	6,40	13,66	77,77
4	63,26	62,12	3,52	34,36	8,867	4,4	82,76	2,78	0,43	0,38	13,65
Середнє значення	66,60±20,84	66,39±4,41	4,90±2,89	28,71±3,55	5,569±2,09	12,2±17,73	42,45±40,32	42,34±33,15	3,03±1,77	10,23±8,38	3,42±28,64
Китаївські ставки											
1	57,25	64,38	2,15	30,66	7,386	5,2	33,46	1,16	3,22	0,36	61,80

Продовження табл. 1

№ ставка	$S_{chl\ a+b+c}$ мкг/дм <sup>3</sup>	Відносний вміст хлорофілів, %			В, мг/дм <sup>3</sup>	$S_{chl\ a}/B$	Частка окремих відділів водоростей у загальній біомасі, %				
		a	b	c			1	2	3	4	5
2	52,59	53,93	4,75	41,22	6,857	4,1	22,21	4,07	16,88	2,26	54,57
3	38,06	46,36	3,16	50,48	2,732	6,4	89,52	1,79	5,76	0,98	1,94
4	65,88	52,87	5,80	41,33	4,021	8,6	61,45	19,16	6,71	12,67	—
Середнє значення	53,45±8,23	55,09±5,27	3,99±0,93	40,92±5,19	5,249±1,58	6,1±1,36	51,66±21,32	6,55±6,01	8,14±4,25	4,07±4,09	39,44±23,10

Примітка. Відділи водоростей: 1 — Cyanoprokaryota, 2 — Chlorophyta, 3 — Bacillariophyta, 4 — Euglenophyta, 5 — Dinophyta; «—» представники відділу відсутні.

44,05 % та 75,33 %), а у ставку № 3 частка Euglenophyta та Dinophyta була майже однаковою (відповідно 35,08 і 38,25 %). Найбільші величини показника  $S_{chl\ a+b+c}$  та біомаси планктонних водоростей були притаманні ставку № 1 (відповідно 184,03 мкг/дм<sup>3</sup> та 5,212 мг/дм<sup>3</sup>), а найменші — ставку № 3 (відповідно 46,65 мкг/дм<sup>3</sup> та 1,582 мг/дм<sup>3</sup>) (див. табл. 1).

Варто звернути увагу на те, що у Дідорівських ставках, на відміну від Горіховатських, найвищі величини  $S_{chl\ a+b+c}$  не збіглися з біомасою фітопланктону. Так, зокрема, найбільша величина показника  $S_{chl\ a+b+c}$  була притаманна ставку № 1 (89,99 мкг/дм<sup>3</sup>), а найнижча — ставку № 3 (26,20 мкг/дм<sup>3</sup>), тоді як біомаса була найбільшою у ставку № 4 (8,867 мг/дм<sup>3</sup>), а найменшою — у ставку № 2 (2,499 мг/дм<sup>3</sup>). Ймовірно, це зумовлено тим, що у досліджених ставках за біомасою домінували представники різних відділів: у ставках № 1 та № 2 — Chlorophyta (відповідно 91,47 та 73,39 %), у ставку № 3 — Dinophyta (77,77 %), а у ставку № 4 — Cyanoprokaryota (82,76 %) (див. табл. 1).

У Китаївських ставках, як і у Дідорівських, найвищі величини  $S_{chl\ a+b+c}$  також не співпадали з біомасою планктонних водоростей. Так, найбільша загальна кількість зелених пігментів спостерігалася в планктоні ставка № 4 (65,88 мкг/дм<sup>3</sup>), а найбільша біомаса — у ставку № 1 (7,386 мг/дм<sup>3</sup>). Ймовірно, це зумовлено тим, що у ставках № 1 і

2 за біомасою переважали представники Dinophyta (відповідно 61,80 та 54,57 %), а у ставках № 3 і № 4 — Cyanoprokaryota (відповідно 89,52 та 61,45 %) (див. табл. 1).

Слід звернути увагу на те, що в усіх трьох досліджуваних каскадах ставків спостерігалась одна і та ж закономірність — поступове зниження загальної кількості зелених пігментів від першого до третього ставка та помітне її підвищення у ставку № 4.

Враховуючи думку деяких авторів [10] про те, що відносний вміст хлорофілу *a* ( $C_{chl\ a}/V$ ) є опосередкованою характеристикою структури фітопланктону, ми розрахували значення цього показника для досліджуваних водойм. Встановлено, що величина  $C_{chl\ a}/V$  у ставках НПП «Голосіївський» знаходилась у досить широких межах — від 2,1 до 26,4. Найбільші значення цього співвідношення зареєстровані у фітопланктоні Горіховатських ставків № 1, 3 і 4 та Дідорівських ставків № 1 і 2, а найнижчі — в усіх Китаївських ставках. Аналіз величин  $C_{chl\ a}/V$  у досліджуваних водоймах засвідчив, що високі значення цього показника реєструються у більшості випадків при домінуванні у фітопланктоні Chlorophyta, а нижчі — при різному співвідношенні відділів водоростей (див. табл. 1). Подібні закономірності відмічали й інші дослідники [10].

Враховуючи те, що між вмістом зелених пігментів та структурними характеристиками фітопланктону існує певний зв'язок [37, 39], нами був проведений відповідний кореляційний аналіз для виявлення взаємозв'язку між зазначеними показниками для досліджуваних водойм.

Встановлено, що між концентрацією хлорофілу *a* та часткою біомаси Cyanoprokaryota існує достовірна негативна залежність ( $r = -0,51$ , при  $n = 24$ ,  $p \leq 0,05$ ), а для Euglenophyta — вона виявилась позитивною ( $r = 0,58$ , при  $n = 24$ ,  $p \leq 0,05$ ). Негативна залежність була виявлена і між концентрацією хлорофілу *b* та часткою біомаси Chlorophyta ( $r = -0,40$ , при  $n = 24$ ,  $p \leq 0,05$ ), тоді як для Euglenophyta вона була позитивною ( $r = 0,73$ , при  $n = 24$ ,  $p \leq 0,05$ ).

В процесі досліджень також була встановлена достовірна позитивна залежність між концентрацією хлорофілу *c* та часткою Bacillariophyta ( $r = 0,57$ ) та негативна — з часткою Dinophyta ( $r = -0,41$ , при  $n = 24$ ,  $p \leq 0,05$ ).

Спрямованість виявлених зв'язків свідчить про те, що збільшення концентрації хлорофілу *a* та хлорофілу *b* відбувається при зростанні частки біомаси Euglenophyta, а хлорофілу *c* — частки біомаси Bacillariophyta.

Отримані нами коефіцієнти кореляції також вказують на зниження кількості хлорофілу *a* при зростанні частки біомаси Cyanoprokaryota, хлорофілу *b* — при збільшенні частки Chlorophyta, а хлорофілу *c* — при збільшенні частки Dinophyta.

Аналіз величин відносного вмісту зелених пігментів ( $C_{chl\ a}$ , %,  $C_{chl\ b}$ , %,  $C_{chl\ c}$ , %) під час спостережень за розвитком фітопланктону у водоймах НПП «Голосіївський» засвідчив, що в усіх ставках переважав хлорофіл *a*. Його кількість змінювалась від 46,36 до 79,48 %. При цьому Горіховатські ставки, порівняно із іншими, характеризувались більшим середнім зна-

ченням  $C_{xla}$  — 76,83 %, тоді як у планктоні Дідорівських ставків воно становило 66,39 %, а Китаївських — 55,09 %. Середнє значення  $C_{xlb}$  при цьому дорівнювало 6,73, 4,90 та 3,99 %, а  $C_{xlc}$  — 16,44, 28,71 та 40,92 % відповідно у фітопланктоні Горіховатських, Дідорівських та Китаївських ставків. Як бачимо, найвищими значеннями відносного вмісту хлорофілу  $a$  та  $b$  характеризувався планктон Горіховатських ставків, а хлорофілу  $c$  — Китаївських ставків (див. табл. 1).

Слід звернути увагу на те, що у планктоні Горіховатських ставків спостерігалось поступове збільшення відносного вмісту хлорофілу  $a$  від першого до четвертого ставка, тоді як у Дідорівських та Китаївських — навпаки, відбувалось його зниження, від першого до третього ставка та деяке підвищення у четвертому ставку. Подібна закономірність була відмічена і щодо загальної кількості пігментів (див. табл. 1).

Ймовірно, що така динаміка загальної кількості зелених пігментів та їхнього відносного вмісту обумовлена особливостями розвитку планктонних водоростей, адже відомо, що різні відділи водоростей відрізняються за складом фотосинтетичних пігментів [8, 12, 24].

Співставлення отриманих даних щодо  $C_{xla}$ , % з таксономічною структурою фітопланктону досліджених водойм вказує на те, що найвагоміший внесок цього пігменту в їхній загальний фонд у планктоні Горіховатських ставків, а саме 77,85 і 79,48 %, виявлено при переважанні у загальній біомасі представників *Dinophyta* (38,25 і 75,33 % відповідно) (див. табл. 1). У Дідорівських ставках найвищі значення відносного вмісту хлорофілу  $a$  (74,21 %) спостерігалися при переважанні у планктоні *Chlorophyta* (91,47 %). У Китаївських ставках найбільша кількість  $C_{xla}$ , % (64,38 %) зареєстрована при домінуванні у загальній біомасі представників *Dinophyta* (61,80 %).

Варто звернути увагу на те, що найбільший внесок  $C_{xla}$ , % у загальний фонд зелених пігментів у планктоні досліджуваних ставків зареєстровано при переважанні у загальній біомасі представників *Dinophyta* або *Chlorophyta*, тоді як для р. Дніпра та р. Волги — за умов домінування представників *Cyanoprokaryota* [38, 41].

Підтвердженням зв'язку між відносним вмістом зелених пігментів ( $C_{xla}$ , %,  $C_{xlb}$ , %,  $C_{xlc}$ , %) та структурними характеристиками фітопланктону можуть слугувати дані кореляційного аналізу. Так, між  $C_{xla}$ , % та часткою біомаси *Cyanoprokaryota* була встановлена достовірна негативна залежність ( $r = -0,75$ , при  $n = 24$ ,  $p \leq 0,05$ ), а у випадку *Chlorophyta* — вона була позитивною ( $r = 0,42$ , при  $n = 24$ ,  $p \leq 0,05$ ). Встановлено, що між  $C_{xlb}$ , % та часткою біомаси *Euglenophyta* існує позитивна залежність ( $r = 0,63$ , при  $n = 24$ ,  $p \leq 0,05$ ), що побічно вказує на наявність в цих водоростей хлорофілу  $b$ . Позитивна залежність між  $C_{xlc}$ , % та біомасою *Bacillariophyta* ( $r = 0,79$ , при  $n = 24$ ,  $p \leq 0,05$ ) слугує підтвердженням наявності у діатомових водоростей хлорофілу  $c$ .

На наш погляд, відсутність достовірного кореляційного зв'язку між кількістю зелених пігментів ( $C_{xla}$ ,  $C_{xlb}$ ,  $C_{xlc}$ ), їхнім відносним вмістом ( $C_{xla}$ , %,  $C_{xlb}$ , %,  $C_{xlc}$ , %) та загальною біомасою планктонних водоростей у

досліджуваних водоймах може бути пов'язана з відмінностями у структурі фітопланктону, зокрема, у складі його домінуючого комплексу. Відсутність подібного зв'язку спостерігали й інші дослідники [11, 18, 36].

У роботі [30] повідомлялося, що кількість каротиноїдів у планктоні досліджуваних ставків НПП «Голосіївський», як і хлорофілу *a*, змінювалась в досить широких межах — від 7,56 до 67,00 мкгSPU/дм<sup>3</sup>. При цьому Горіховатські ставки, порівняно з Дідорівськими та Китаївськими, характеризувалися більшою середньою величиною вмісту каротиноїдів — 36,50 мкгSPU/дм<sup>3</sup> проти 23,29 та 20,89 мкгSPU/дм<sup>3</sup> відповідно. Варто зазначити, що максимуми і мінімуми вмісту каротиноїдів співпадали з такими хлорофілу *a*. Це свідчить про те, що між кількістю цих пігментів існує прямий зв'язок. Підтвердженням цього слугує достовірна позитивна залежність ( $r = 0,94$ , при  $n = 24$ ,  $p \leq 0,05$ ). Подібним до змін концентрації хлорофілу *a* був і розподіл жовтих пігментів — поступове зниження їхньої концентрації від першого до третього ставка та помітне її підвищення у ставку № 4.

Враховуючи те, що на сьогодні для об'єктивної оцінки фізіологічного стану водоростей використовують різні співвідношення пігментних характеристик [8, 12, 17, 18, 20, 21, 26, 37, 38], ми отримали значення деяких із них для досліджуваних ставків (табл. 2).

Відомо [35], що за допомогою співвідношення  $C_{\text{хл } a+b+c}/C_{\text{хл } a}$  можна оцінити пігментну різноманітність водоростевих угруповань. Вважається [4], що для нормально функціонуючого фітопланктону його величина знаходиться в межах 1,25—4,00. Отримані результати засвідчили, що у Горіховатських ставках значення показника  $C_{\text{хл } a+b+c}/C_{\text{хл } a}$  коливалось від 1,26 до 1,34, у Дідорівських ставках — від 1,35 до 1,72, а у Китаївських ставків — від 1,49 до 2,20 (див. табл. 2). Найбільша середня величина співвідношення  $C_{\text{хл } a+b+c}/C_{\text{хл } a}$  була характерна для планктону Китаївських ставків (1,87), а найменша — для Горіховатських ставків (1,30). Отже, в усіх ставках НПП «Голосіївський» величина співвідношення  $C_{\text{хл } a+b+c}/C_{\text{хл } a}$  була більше 1,25, що відповідає активно функціонуючому угрупованню планктонних водоростей.

Враховуючи [4], що зменшення величини цього показника є свідченням низької пігментної різноманітності альгоугруповань, можна припустити, що Горіховатські ставки зазнають більшого антропогенного впливу, ніж інші системи ставків.

Отримані дані засвідчили, що між співвідношенням  $C_{\text{хл } a+b+c}/C_{\text{хл } a}$  та біомасою *Cyanoprokaryota* і *Bacillariophyta* існує позитивна достовірна залежність (відповідно  $r = 0,72$  і  $r = 0,53$ , при  $n = 24$ ,  $p \leq 0,05$ ), а для *Euglenophyta* — негативна ( $r = -0,41$ , при  $n = 24$ ,  $p \leq 0,05$ ).

Спрямованість виявлених зв'язків свідчить про зменшення пігментної різноманітності угруповань планктонних водоростей за переважання у їхній біомасі *Euglenophyta*, що й спостерігалось у планктоні Горіховатських ставків, тоді як його збільшення є свідченням домінування *Cyanoprokaryota* та *Bacillariophyta*.

Таблиця 2

Співвідношення фотосинтетичних пігментів у фітопланктоні ставків НПП «Голосіївський»

№ ставка	$\frac{C_{chl\ a+b+c}}{C_{chl\ a}}$	$\frac{C_{chl\ b}}{C_{chl\ a}}$	$\frac{C_{chl\ c}}{C_{chl\ a}}$	$\frac{C_{chl\ a}}{C_{chl\ b}}$	$\frac{C_{chl\ a}}{C_{chl\ c}}$	$\frac{C_{кар}}{C_{chl\ a}}$	$\frac{E_{480}}{E_{664}}$	$\frac{E_{430}}{E_{664}}$	$\frac{E_{430}}{E_{665}}$	$C_{фео\ a}, \%$	$\frac{C_{chl\ a}}{C_{фео\ a}}$
<b>Горіховатські ставки</b>											
1	1,34	0,14	0,20	7,88	4,96	0,46	1,30	2,37	2,28	66,02	1,18
2	1,33	0,05	0,28	21,79	3,54	0,47	1,36	2,74	2,63	42,36	1,99
3	1,28	0,11	0,17	9,15	5,73	0,47	1,37	3,00	3,03	53,73	1,50
4	1,26	0,06	0,20	16,80	5,11	0,43	1,39	2,34	2,23	50,55	1,81
Середнє значення	1,30±0,03	0,09±0,03	0,21±0,03	13,91±4,64	4,84±0,65	0,46±0,01	1,36±0,03	2,61±0,22	2,54±0,25	53,16±6,94	1,62±0,25
<b>Дідорівські ставки</b>											
1	1,35	0,04	0,31	25,19	3,28	0,40	1,24	2,33	2,47	29,30	3,27
2	1,41	0,03	0,38	33,37	2,69	0,45	1,14	2,87	2,76	30,50	4,48
3	1,72	0,19	0,53	5,30	1,90	0,51	1,15	3,04	2,90	27,14	3,19
4	1,61	0,06	0,56	20,11	1,84	0,81	1,28	3,45	2,90	48,39	5,02
Середнє значення	1,52±0,12	0,08±0,05	0,44±0,09	21,00±8,35	2,43±0,49	0,54±0,13	1,20±0,05	2,92±2,01	2,70±0,25	33,83±6,93	3,99±0,64
<b>Київські ставки</b>											
1	1,49	0,03	0,46	31,47	2,20	0,72	1,48	3,07	2,92	34,43	8,50
2	1,88	0,09	0,79	11,27	1,37	0,63	2,57	3,49	3,16	55,02	1,63
3	2,20	0,07	1,13	14,61	0,95	0,93	2,07	4,20	4,03	35,98	2,32

Продовження табл. 2

№ ставка	$\frac{C_{xл a+b+c}}{C_{xл a}}$	$\frac{C_{xл b}}{C_{xл a}}$	$\frac{C_{xл c}}{C_{xл a}}$	$\frac{C_{кар}}{C_{xл a}}$	$\frac{E_{480}/E_{664}}$	$\frac{E_{430}/E_{664}}$	$\frac{E_{430}/E_{665}}$	$C_{фео a}$ , %	$\frac{C_{xл a}}{C_{фео a}}$
4	1,89	0,11	0,78	0,64	2,02	3,44	3,30	34,29	2,53
Середнє значення	1,87±0,21	0,07±0,02	0,79±0,19	0,73±0,10	2,04±0,31	3,55±0,33	3,35±0,34	39,93±7,14	3,75±2,26

Варто звернути увагу й на те, що у Горіховатських ставках спостерігалось поступове зниження величини  $C_{xл a+b+c}/C_{xл a}$ , від першого до четвертого ставка, а у Дідорівських та Китаївських ставках вона підвищувалася від першого до третього ставка (див. табл. 2).

Відомо [18, 21, 37], що за допомогою співвідношень  $C_{xл b}/C_{xл a}$  та  $C_{xл c}/C_{xл a}$  можна оцінити таксономічну різноманітність фітопланктону та його кількісний розвиток.

Наші спостереження за розвитком фітопланктону у водоймах НПП «Голосіївський» засвідчили, що величина співвідношення  $C_{xл b}/C_{xл a}$  була меншою за величини співвідношення  $C_{xл c}/C_{xл a}$  (див. табл. 2), що є підтвердженням різного внеску у різноманіття угруповань водоростей представників окремих відділів (див. табл. 1).

Підтвердженням тісного зв'язку між величиною  $C_{xл b}/C_{xл a}$  та часткою біомаси Chlorophyta та Euglenophyta можуть бути отримані нами коефіцієнти кореляції. Так, встановлено, що між співвідношенням  $C_{xл b}/C_{xл a}$  та часткою біомаси зазначених відділів водоростей існує достовірна позитивна залежність ( $r = 0,40$  та  $r = 0,42$ , при  $n = 24$ ,  $p \leq 0,05$  відповідно). Подібна залежність була виявлена і при співставленні величин  $C_{xл c}/C_{xл a}$  та частки біомаси Bacillariophyta ( $r = 0,51$ , при  $n = 24$ ,  $p \leq 0,05$ ), тоді як у випадку Dinophyta — залежність була негативною ( $r = -0,45$ , при  $n = 24$ ,  $p \leq 0,05$ ).

Варто також зазначити, що нами не була встановлена достовірна залежність між співвідношенням  $C_{xл b}/C_{xл a}$  та частками біомаси Cyanoprokaryota, Bacillariophyta і Dinophyta, а також між співвідношенням  $C_{xл c}/C_{xл a}$  та частками біомаси Chlorophyta і Euglenophyta. На наш погляд, це може бути обумовлено відсутністю у представників Cyanoprokaryota, Bacillariophyta і Dinophyta — хлорофілу *b*, а у Euglenophyta і Chlorophyta — хлорофілу *c*.

Слід звернути увагу і на те, що у системі Дідорівських ставків спостерігалось збільшення величини співвідношення  $C_{xл b}/C_{xл a}$  від першого до третього ставка та її зниження у ставку № 4, тоді як у Китаївських ставках спостеріга-

лось поступове підвищення величини зазначеного співвідношення від першого і до четвертого (див. табл. 2). Щодо системи Горіховатських ставків, то для них зареєстровано стрибкоподібний характер змін величин зазначеного співвідношення.

Величина співвідношення  $C_{xлc}/C_{xла}$  також зазнавала змін. Так, у Дідорівських ставках спостерігалось підвищення цього показника від першого до четвертого ставка, а у Китаївських — від першого до третього ставка та незначне зниження у четвертому ставку, тоді як у Горіховатських ставках спостерігався стрибкоподібний характер змін цієї величини. Найбільше значення співвідношення  $C_{xлc}/C_{xла}$  зареєстроване у фітопланктоні Китаївського ставка № 3 (1,13), а найменше — у Горіховатському ставку № 3 (0,17) (див. табл. 2).

Виявлені відмінності у величинах співвідношень  $C_{xлb}/C_{xла}$  та  $C_{xлc}/C_{xла}$  у Горіховатських, Дідорівських та Китаївських ставках, на наш погляд, зумовлені тим, що досліджувані водойми зазнають різного рівня антропогенного забруднення [29].

Відомо [2, 7, 8, 19, 27], що за допомогою таких співвідношень пігментів як  $C_{xла}/C_{xлb}$ ,  $C_{xла}/C_{xлc}$ ,  $C_{кар}/C_{xла}$  можна оцінити фотосинтетичну активність водоростей. На думку авторів, при старінні популяції водоростей і за дії несприятливих чинників середовища, які викликають деструкцію хлорофілу *a*, величина співвідношення  $C_{xла}/C_{xлb}$  і  $C_{xла}/C_{xлc}$  зменшується, а  $C_{кар}/C_{xла}$  зростає. У результаті проведених досліджень було виявлено, що величини зазначених показників у фітопланктоні досліджуваних ставків знаходились в широких межах. Так, величина співвідношення  $C_{xла}/C_{xлb}$  у Горіховатських ставках коливалась в межах 7,88—21,79, у Дідорівських ставках — від 5,30 до 33,37, а у Китаївських ставках — від 9,27 до 31,47. Середні значення при цьому становили відповідно 13,91, 21,00 та 16,66 (див. табл. 2).

Щодо величин співвідношення  $C_{xла}/C_{xлc}$ , то вони змінювались від 3,54 до 5,73, від 1,84 до 3,28 та від 0,95 до 2,20 відповідно у Горіховатських, Дідорівських та Китаївських ставках (див. табл. 2). При цьому середні значення становили відповідно 4,84, 2,43 та 1,45.

Виявлені відмінності у середніх величинах співвідношень  $C_{xла}/C_{xлb}$  і  $C_{xла}/C_{xлc}$  у Горіховатських, Дідорівських та Китаївських ставках, як і  $C_{xлb}/C_{xла}$  та  $C_{xлc}/C_{xла}$ , на наш погляд, зумовлені тим, що досліджувані системи водойм зазнають різного рівня антропогенного забруднення [29].

Порівняльний аналіз зв'язку між співвідношенням  $C_{xла}/C_{xлb}$  та часткою біомаси *Chlorophyta* дозволив виявити достовірну позитивну залежність ( $r = 0,50$ , при  $n = 24$ ,  $p \leq 0,05$  відповідно). Між співвідношенням  $C_{xла}/C_{xлc}$  та відносною часткою біомаси *Vacillariophyta* була встановлена негативна залежність ( $r = -0,49$ , при  $n = 24$ ,  $p \leq 0,05$ ). Спрямованість виявлених зв'язків свідчить про збільшення фотосинтетичної активності водоростей з переважаанням у планктоні представників *Chlorophyta*.

Згідно даних, наведених у роботі [30], значення співвідношення  $C_{кар}/C_{xла}$  у системі Дідорівських та Китаївських ставків коливалися в межах 0,40—0,81 та 0,63—0,93, тоді як у Горіховатських ставках вони були

практично однаковими (0,43—0,47). Найбільші величини  $C_{кар}/C_{хл a}$  були характерні для фітопланктону Дідорівського ставка № 4 та Китаївського ставка № 3.

Співставлення отриманих даних щодо величин співвідношень  $C_{хл a}/C_{хл b}$ ,  $C_{хл a}/C_{хл c}$  та  $C_{кар}/C_{хл a}$  засвідчило, що оцінка фотосинтетичної активності водоростей досліджених систем ставків співпадає тільки за показниками  $C_{хл a}/C_{хл c}$  та  $C_{кар}/C_{хл a}$ . Це свідчить про те, що співвідношення  $C_{хл a}/C_{хл c}$  та  $C_{кар}/C_{хл a}$  є більш інформативним показником фізіологічного стану клітин водоростей, ніж співвідношення  $C_{хл a}/C_{хл b}$ . Підвищення величини співвідношення  $C_{кар}/C_{хл a}$  та зменшення  $C_{хл a}/C_{хл c}$  є свідченням погіршення фізіологічного стану фітопланктону.

Відомо [1, 4, 8, 12, 21, 23], що пігментний індекс Маргалефа  $E_{430}/E_{664}$ , а також співвідношення  $E_{480}/E_{664}$ ,  $E_{430}/E_{665}$  та  $C_{кар}/C_{хл a}$  характеризують співвідношення вмісту загальних каротиноїдів і хлорофілу *a*. Підвищення їхніх значень свідчить про погіршення фізіологічного стану клітин водоростей.

Отримані нами дані засвідчили, що середні величини співвідношення  $E_{480}/E_{664}$  становили 1,36, 1,20 і 2,04, індексу Маргалефа  $E_{430}/E_{664}$  — 2,61, 2,92 і 3,55, співвідношення  $E_{430}/E_{665}$  — 2,54, 2,94 і 3,35, а співвідношення  $C_{кар}/C_{хл a}$  — 0,46, 0,54 і 0,73 відповідно у фітопланктоні Горіховатських, Дідорівських та Китаївських ставків (див. табл. 2). Як бачимо, середні значення зазначених показників виявилися більшими для системи Китаївських ставків порівняно з іншими досліджуваними системами водойм. Співставлення отриманих даних свідчать про те, що спрямованість змін співвідношень  $E_{480}/E_{664}$ ,  $E_{430}/E_{664}$  та  $E_{430}/E_{665}$  співпадають із змінами величин співвідношення  $C_{кар}/C_{хл a}$ . Підтвердженням цього можуть бути розраховані нами коефіцієнти кореляції між зазначеними показниками ( $r = 0,51$ ,  $r = 0,89$ ,  $r = 0,79$  при  $n = 24$ ,  $p \leq 0,05$  відповідно між  $C_{кар}/C_{хл a}$  і  $E_{480}/E_{664}$ , між  $C_{кар}/C_{хл a}$  і  $E_{430}/E_{664}$  та між  $C_{кар}/C_{хл a}$  і  $E_{430}/E_{665}$ ).

Це свідчить про те, що зазначені пігментні співвідношення є інформативними показниками фізіологічного стану клітин водоростей. Підвищення їхніх величин, а також співвідношення  $C_{кар}/C_{хл a}$  свідчить про його погіршення.

Співставлення отриманих величин індексу Маргалефа  $E_{430}/E_{664}$  та співвідношень  $E_{480}/E_{664}$  і  $E_{430}/E_{665}$  із структурними характеристиками фітопланктону свідчить про те, що між величинами показників  $E_{430}/E_{664}$ ,  $E_{430}/E_{665}$  та часткою біомаси *Cyanoprokaryota* існує достовірна позитивна залежність ( $r = 0,83$  та  $r = 0,72$  при  $n = 24$ ,  $p \leq 0,05$  відповідно). Подібна залежність виявлена також між значеннями співвідношень  $E_{480}/E_{664}$ ,  $E_{430}/E_{664}$  та часткою біомаси *Bacillariophyta* ( $r = 0,82$  і  $r = 0,41$  при  $n = 24$ ,  $p \leq 0,05$  відповідно). У той же час встановлена достовірна негативна залежність між величинами співвідношень  $E_{430}/E_{664}$  і  $E_{430}/E_{665}$  та часткою біомаси *Euglenophyta* ( $r = -0,45$  та  $r = -0,42$  при  $n = 24$ ,  $p \leq 0,05$  відповідно). Подібна залежність зареєстрована між величинами показника  $E_{480}/E_{664}$  та часткою біомаси *Chlorophyta* ( $r = -0,42$  при  $n = 24$ ,  $p \leq 0,05$ ), а також між ве-

личинами показника  $E_{480}/E_{665}$  та часткою біомаси Dinophyta ( $r = -0,40$  при  $n = 24$ ,  $p \leq 0,05$ ).

Спрямованість виявлених зв'язків свідчить про збільшення значень індексу Маргалефа  $E_{430}/E_{664}$  та співвідношення  $E_{430}/E_{665}$  із зростанням частки Cyanoprokaryota та збільшення величин співвідношення  $E_{480}/E_{664}$  й індексу Маргалефа  $E_{430}/E_{664}$  — при переважанні представників Bacillariophyta у загальній біомасі фітопланктону.

Окрім інших характеристик фізіологічного стану клітин водоростей досить важливим його показником є вміст феопігментів (феофітину) ( $C_{\text{фео } a}$ ) та співвідношення  $C_{\text{хл } a}/C_{\text{фео } a}$ . Відомо [1, 23], що коли значення  $C_{\text{хл } a}/C_{\text{фео } a}$  менше одиниці, то це свідчить про відмирання й розклад клітин водоростей. Ці процеси супроводжуються руйнуванням хлорофілу  $a$ , втратою йону  $\text{Mg}^{2+}$  та утворенням феопігментів.

Одержані дані свідчать про те, що відсотковий вміст феопігментів ( $C_{\text{фео } a}$ , %) під час наших спостережень за розвитком фітопланктону Горіховатських ставків знаходився в межах 42,36—66,02 %, у Дідорівських ставках — 27,14—48,39 %, а у Китаївських ставках — 34,29—55,02 %. При цьому середні значення зазначеного показника становили 53,16, 33,83 та 39,93 %, тобто перша система ставків порівняно з іншими характеризувалася помітно більшими середніми величинами цього показника (див. табл. 2).

Слід звернути увагу на те, що між величиною  $C_{\text{фео } a}$ , % та часткою біомаси Euglenophyta існує достовірна позитивна залежність ( $r = 0,58$  при  $n = 24$ ,  $p \leq 0,05$ ). Спрямованість виявленого зв'язку свідчить про збільшення значень  $C_{\text{фео } a}$ , % зі зростанням частки представників Euglenophyta у біомасі фітопланктону.

Величини співвідношення  $C_{\text{хл } a}/C_{\text{фео } a}$  у досліджуваних водоймах були більшими за одиницю і знаходились в межах 1,18—1,99, 3,19—5,02 та 1,63—8,50 відповідно у Горіховатських, Дідорівських та Китаївських ставках (див. табл. 2). Вони характеризують угруповання планктонних водоростей як «нормально функціонуючі» [2, 14]. Між показниками  $C_{\text{хл } a}/C_{\text{фео } a}$  та  $C_{\text{фео } a}$ , % було виявлено достовірну негативну залежність ( $r = -0,73$  при  $n = 24$ ,  $p \leq 0,05$ ).

Зважаючи на думку авторів [4, 8, 12, 16] про те, що за змінами пігментних індексів і вмістом феопігментів можна характеризувати розвиток фітопланктону [12, 17], ми провели відповідний кореляційний аналіз для виявлення зв'язку між цими показниками.

Було встановлено, що між пігментним співвідношенням  $E_{480}/E_{664}$  та  $C_{\text{фео } a}$ , % існує достовірна позитивна залежність у системі Дідорівських та Китаївських ставків (відповідно  $r = 0,74$  і  $r = 0,82$  при  $n = 8$ ,  $p \leq 0,05$ ), тоді як у Горіховатських ставках — негативна ( $r = -0,75$ , при  $n = 8$ ,  $p \leq 0,05$ ). У той же час, між індексом Маргалефа  $E_{430}/E_{664}$  та  $C_{\text{фео } a}$ , % існує позитивний зв'язок лише для системи Дідорівських ставків ( $r = 0,72$ , при  $n = 8$ ,  $p \leq 0,05$ ).

Важливим аспектом гідробіологічних досліджень є встановлення трофічного статусу водойм. Хлорофіл  $a$  та біомаса водоростей є при цьому пріоритетними показниками. Проведене нами визначення трофічно-

го статусу досліджуваних водних об'єктів за вмістом хлорофілу  $a$  відповідно до шкал [3, 25] свідчить про те, що усі ставки можна віднести до евтрофного типу. За величиною біомаси водоростей у планктоні, відповідно до класифікації [25], більшість досліджуваних ставок також належали до евтрофного типу, тоді як Горіховатський ставок № 3, Китаївський ставок № 3 та Дідорівський ставок № 2 — до мезотрофного типу.

### Висновки

Отримані результати засвідчили, що досліджувані ставки помітно відрізнялись за загальним вмістом хлорофілів ( $C_{\text{хл } a+b+c}$ ) та значеннями спектральних характеристик фітопланктону. При цьому Горіховатські ставки, порівняно із Дідорівськими та Китаївськими, характеризувались більшими середніми величинами загальної кількості пігментів, відносно-го вмісту хлорофілу  $a$  та  $b$  і співвідношень  $C_{\text{хл } a}/V$  і  $C_{\text{хл } a}/C_{\text{хл } c}$  та меншими середніми значеннями відносно-го вмісту хлорофілу  $c$ , співвідношень  $C_{\text{хл } a+b+c}/C_{\text{хл } a}$ ,  $C_{\text{хл } c}/C_{\text{хл } a}$ ,  $C_{\text{хл } a}/C_{\text{хл } b}$ ,  $C_{\text{хл } a}/C_{\text{фео } a}$ ,  $C_{\text{кар}}/C_{\text{хл } a}$ , індексу Маргалефа  $E_{430}/E_{664}$  та пігментного співвідношення  $E_{430}/E_{665}$ , тоді як середні величини співвідношення  $C_{\text{хл } b}/C_{\text{хл } a}$  були практично однаковими в усіх досліджуваних системах ставок. Середнє значення пігментного співвідношення  $E_{480}/E_{664}$  було найменшим у Дідорівських ставках, а найбільшим — у Китаївських ставках.

Встановлено, що кількість хлорофілів  $a$ ,  $b$ ,  $c$  та їхній відносний вміст ( $C_{\text{хл } a}$ , %,  $C_{\text{хл } b}$ , %,  $C_{\text{хл } c}$ , %), а також величини співвідношень  $C_{\text{хл } a+b+c}/C_{\text{хл } a}$ ,  $C_{\text{хл } b}/C_{\text{хл } a}$ ,  $C_{\text{хл } c}/C_{\text{хл } a}$ ,  $C_{\text{хл } a}/C_{\text{хл } b}$ ,  $C_{\text{хл } a}/C_{\text{хл } c}$ ,  $C_{\text{хл } a}/C_{\text{фео } a}$ ,  $C_{\text{кар}}/C_{\text{хл } a}$ , індекс Маргалефа  $E_{430}/E_{664}$  та пігментні співвідношення  $E_{480}/E_{664}$  і  $E_{430}/E_{665}$  у фітопланктоні досліджуваних водойм корелювали з біомасою окремих відділів водоростей.

В усіх ставках НПП «Голосіївський» співвідношення  $C_{\text{хл } a+b+c}/C_{\text{хл } a}$  було більше 1,25, що відповідає активно функціонуючому угрупованню планктонних водоростей. Враховуючи, що зменшення величини цього показника є свідченням низької пігментної різноманітності альгоугруповань, можна припустити, що Горіховатські ставки зазнають більшого антропогенного впливу, ніж інші системи ставок.

Величини співвідношення  $C_{\text{хл } a}/C_{\text{фео } a}$  у досліджуваних водоймах були більшими за одиницю, що характеризує угруповання планктонних водоростей, що розвиваються у ставках НПП «Голосіївський» як «нормально функціонуючі». Проте найвищий відносний вміст феопігментів ( $C_{\text{фео } a}$ , %) та найнижче співвідношення  $C_{\text{хл } a}/C_{\text{фео } a}$  зареєстровано у найбільш забруднених Горіховатських ставках.

Встановлено, що за вмістом хлорофілу  $a$  усі обстежені ставки можна віднести до евтрофного типу, а за величиною біомаси планктонних водоростей — переважно більшість досліджуваних водойм (75 %).

Список використаної літератури

1. Белая С.А., Христофорова Н.К. Фотосинтетические пигменты водорослей перифитона в водотоках Сихотэ-Алинского биосферного заповедника. Чтения памяти В.Я. Леванидова. 2011. Вып. 5. С. 53—60.
2. Бриттон Г. Биохимия природных пигментов. Москва: Мир, 1986. 422 с.
3. Бульон В.В. Первичная продукция и трофическая классификация водоемов. Изучение первичной продукции планктона внутренних водоемов. Санкт-Петербург: Гидрометеиздат, 1993. С. 147—158.
4. Бульон В.В. Первичная продукция планктона внутренних водоемов. Ленинград: Наука, 1983. 150 с.
5. Винберг Г.Г. Первичная продукция водоемов. Минск: Изд-во АН БССР, 1960. 329 с.
6. ГОСТ 17.1.04.02.90. Вода. Методика спектрофотометрического определения хлорофилла-а. Москва: Издательство стандартов, 1990. 14 с.
7. Елизарова В.А., Пырина И.Л., Гецен М.В. Содержание пигментов фитопланктона в водах Харбейских озер. Продуктивность озер восточной части Большеземельской тундры. Ленинград: Наука, 1976. С. 55—63.
8. Ермолаев В.И. Фитопланктон водоемов бассейна озера Сартлан. Новосибирск: Наука. Сибирское отделение, 1989. 96 с.
9. Зайцев Г.Н. Математическая статистика в экспериментальной ботанике. Москва: Наука, 1984. 423 с.
10. Корнева Л. Г. Формирование фитопланктона водоемов бассейна Волги под влиянием природных и антропогенных факторов: автореф. дис. ... докт. биол. наук. Санкт-Петербург, 2009. 48 с.
11. Медведь В.А. Влияние азотсодержащих соединений воды на пигментные характеристики фитопланктона: автореф. дис... канд. биол. наук. Киев, 1990. 18 с.
12. Минеева Н.М. Растительные пигменты в воде волжских водохранилищ. Москва: Наука, 2004. 156 с.
13. Михеева Т.М. Оценка величин биомассы фитопланктона в озерах мира. *Гидробиол. журн.* 1975. Т.11, № 3. С. 90—104.
14. Руководство по гидробиологическому мониторингу пресноводных экосистем. Санкт-Петербург: Гидрометеиздат, 1992. С. 164—173.
15. Сигарева Л.Е. Хлорофилл в донных отложениях волжских водоемов. Москва: Тов-во науч. изд. КМК, 2012. 224 с.
16. 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.
17. Сигарева Л.Е., Ляшенко О.А. Значимость пигментных характеристик фитопланктона при оценке качества воды. *Водные ресурсы.* 2004. Т. 31, № 4. С. 475—480.
18. Сиделев С.И., Бабаназарова О.В. Анализ связей пигментных и структурных характеристик фитопланктона высокоэвтрофного озера. *Журн. Сибир. федер. ун-та. Биология.* 2008. Т. 2, № 1. С. 162—177.
19. Сиренко Л.А. Физиологические основы размножения синезеленых водорослей в водохранилищах. Киев: Наук. думка, 1972. 202 с.
20. Смольская О.С. Пигментные индексы, содержание сестонона и хлорофилла а в русловых и зарегулированных участках р. Свислочь в районе г. Минска. Биологическая осень 2017: к Году науки в Беларуси: тез. докл. Междунар. науч. конф. молодых ученых (9 нояб. 2017 г. ). Минск, 2017. С. 218—220.
21. 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.
22. 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.

23. Станиславская Е.В. Пигментные характеристики перифитона озерно-речных систем урбанизированных территорий. *Изв. Самар. науч. центра РАН*. 2016. Т. 18, № 2 (2). С. 502—506.
24. Топачевский А.В., Масюк Н.П. Пресноводные водоросли Украинской ССР. Киев: Вища шк., 1984. 336 с.
25. Трифонова И.С. Оценка трофического статуса водоемов по содержанию хлорофилла *a* в планктоне // Методические вопросы изучения первичной продукции планктона внутренних водоемов. Санкт-Петербург: Гидрометеиздат, 1993. С. 158—166.
26. Трифонова И.С. Экология и сукцессия озерного фитопланктона. Ленинград: Наука, 1990. 184 с.
27. Яворская Н.М., Климин М.А. Содержание фотосинтетических пигментов в водорослях перифитона малых рек заказника «Хехцирский» (Хабаровский край). Чтения памяти В.Я. Леванидова. 2019. Вып. 8. С. 190—197.
28. Jeffrey S.W., Humphrey F.H. New spectrophotometric equations for determining chlorophyll *a*, *b*, *c*<sub>1</sub> and *c*<sub>2</sub> in higher plants, algae and natural phytoplankton. *Biochem. Physiol. Pflanz*. 1975. Vol. 167, N 2. P. 191—194.
29. Gorbatiuk L. O., Pasichna O. O., Klochenko P.D. et al. Content of pollutants and their potential toxicity in the water bodies of the “Golosiivsky” National Nature Park (Ukraine). *Hydrobiol. J.* 2025. Vol. 61, N 2. P. 61—74.
30. Klochenko P.D., Gorbatiuk L.O., Shevchenko T.F. et al. Phytoplankton production and decomposition characteristics in the water bodies of the “Golosiivsky” National Nature Park (Ukraine). *Ibid.* 2025. Vol. 61, N 5. P. 3—16.
31. Klochenko P.D., Shevchenko T.F., Kharchenko G.V. Epiphyton algae of the water bodies of the “Golosiivsky” National Nature Park (Ukraine). *Ibid.* 2022. Vol. 58, N 3. P. 15—28.
32. Klochenko P.D., Shevchenko T.F., Nezbyrskaya I.N. et al. Phytoplankton production and decomposition characteristics in water bodies differing in the degree of their contamination by inorganic compounds of nitrogen and phosphorus. *Ibid.* 2019. Vol. 55, N 3. P. 31—47.
33. Klochenko P.D., Tsarenko P.M., Ivanova I.Yu. Peculiarities of phytoplankton species composition in water bodies of the Goloseyevo National Natural Park (Kiev). *Ibid.* 2010. Vol. 46, N 3. P. 36—44.
34. Lorenzen C.J. Determination of chlorophyll and phaeopigments: spectrophotometric equations. *Limnol. Oceanogr.* 1967. Vol. 12. P. 343—346.
35. Margalef R. Valeur indicatrice de la composition des pigment du phytoplankton sur la productivite, composition taxonomique et proprietes dynamiques des populations. Rapp. et process — verbaus reunions. Commiss. Intern. Explorat Sci. Mer. Mediterranee. 1960. Vol. 15 (2). P. 277—281.
36. 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.
37. Medved' V.O. Phytoplankton spectral pigment indices in the lakes of the city of Kyiv. *Ibid.* 2023. Vol. 5, N 4. P. 30—46.
38. 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.
39. 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.
40. Medved' V.O., Kharchenko G.V. Phytoepiphyton of *Ceratophyllum demersum* L. and its pigment characteristics in the water bodies of the “Golosiivsky” National Nature Park (Ukraine). *Ibid.* 2025. Vol. 61, N 4. P. 61—78.

41. 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.
42. 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.
43. 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). *Hydrobiol. J.* 2000. Vol. 36, N 4. P. 10—20.
44. Sirenko L.A., Medved' V.A. Long-term dynamics of the content of chlorophyll *a* and peculiarities of development of phytoplankton in the Dneprodzerzhinsk Reservoir. *Ibid.* 2000. Vol. 36, N 5. P. 140—155.

Надійшла 11.11.2025

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

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

PIGMENT INDICES OF PHYTOPLANKTON OF THE WATER BODIES OF THE  
GOLOSIYIVSKY NATIONAL NATURE PARK (UKRAINE) AND ASSESSMENT OF  
THEIR TROPHIC STATUS

The publication is dealt with the pigment characteristics ( $C_{chl\ a+b+c}/C_{chl\ a}$ ,  $C_{chl\ b}/C_{chl\ a}$ ,  $C_{chl\ c}/C_{chl\ a}$ ,  $C_{chl\ a}/C_{chl\ b}$ ,  $C_{chl\ a}/C_{chl\ c}$ ,  $C_{pheo\ a}$  %,  $C_{chl\ a}/C_{pheo\ a}$ ,  $C_{car}/C_{chl\ a}$ , the Margaleff index  $E_{430}/E_{664}$ , and the pigment ratio  $E_{480}/E_{664}$ ,  $E_{430}/E_{665}$ ) of phytoplankton from 12 ponds of the Golosiyivsky National Nature Park (Kyiv, Ukraine), which differ in the level of anthropogenic pollution. It has been found that phytoplankton of the Gorikhovatka ponds compared to that of the Didorivka and Kytayevo ponds was characterized by the higher average values of the total content of pigments, the relative content of chlorophylls *a* and *b*, and the ratios  $C_{chl\ a}/B$  and  $C_{chl\ a}/C_{chl\ c}$  and by the lower average values of the relative content of chlorophyll *c*, the ratios  $C_{chl\ a+b+c}/C_{chl\ a}$ ,  $C_{chl\ c}/C_{chl\ a}$ ,  $C_{chl\ a}/C_{chl\ b}$ ,  $C_{chl\ a}/C_{pheo\ a}$ ,  $C_{car}/C_{chl\ a}$ , the Margaleff index  $E_{430}/E_{664}$ , and the pigment ratio  $E_{480}/E_{665}$ , while the average values of the ratio of  $C_{chl\ b}/C_{chl\ a}$  were almost the same in all studied pond systems. The lowest average value of the pigment ratio  $E_{480}/E_{664}$  was in the Didorivka ponds and the highest — in the Kytayevo ponds. In terms of the content of chlorophyll *a*, all studied ponds can be assigned to the eutrophic type, and in terms of phytoplankton biomass — their vast majority (75 %).

**Keywords:** phytoplankton, spectral pigment characteristics, ponds, Golosiyivsky National Nature Park.

# ВОДНА ТОКСИКОЛОГІЯ

---

УДК 574.4:504.054

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

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

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

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

**Т.В. ВІТОВЕЦЬКА**, к. х. н., доцент,  
Київський національний університет будівництва і архітектури,  
просп. Повітрофлотський, 31, Київ, 03680, Україна  
e-mail: vitovetskaya@ukr.net

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

## **СЕЗОННІ ЗМІНИ ВМІСТУ НАФТОПРОДУКТІВ, ПОВЕРХНЕВО-АКТИВНИХ РЕЧОВИН ТА ВАЖКИХ МЕТАЛІВ У ВОДОЙМАХ НАЦІОНАЛЬНОГО ПРИРОДНОГО ПАРКУ «ГОЛОСІВСЬКИЙ» (УКРАЇНА)**

---

*Досліджено сезонні зміни концентрації нафтопродуктів, аніонних поверхнево-активних речовин та важких металів у воді трьох каскадів ставків Національ-*

*Ц и т у в а н н я:* Горбатюк Л.О., Пасічна О.О., Клоченко П.Д., Платонов М.О., Вітовецька Т.В., Годлевська О.О. Сезонні зміни вмісту нафтопродуктів, поверхнево-активних речовин та важких металів у водоймах Національного природного парку «Голосіівський» (Україна). *Гідробіол. журн.* 2026. Т. 62, № 3. С. 72—88.

ного природного парку «Голосіївський» (Україна). Зареєстровано суттєве зростання концентрації нафтопродуктів і аніонних поверхнево-активних речовин у воді зазначених водойм в літній період порівняно з весняним. Восени у більшості ставків відзначено зниження вмісту нафтопродуктів, проте концентрація аніонних поверхнево-активних речовин продовжувала зростати. Виявлено тенденцію до зменшення концентрації важких металів у воді Китаївських та Дідорівських ставків у літній сезон, тоді як у Горіховатських ставках спостерігалось зростання концентрації важких металів у різні сезони, що, очевидно, пов'язано з вищим рівнем антропогенного навантаження на ці водні об'єкти.

**Ключові слова:** нафтопродукти, аніонні синтетичні поверхнево-активні речовини, важкі метали, сезонна динаміка, ставки, Національний природний парк «Голосіївський», Україна.

Останні десятиліття спостерігається стійка тенденція до погіршення екологічного стану внутрішніх водойм м. Києва внаслідок стрімкого розвитку мегаполісу, що призводить до збільшення кількості забруднюючих речовин у водних об'єктах столиці [16]. Це стосується, насамперед, водойм, розташованих поблизу об'єктів промислової і транспортної інфраструктури міста, крупних житлових масивів, транспортних вузлів з інтенсивним рухом тощо. Однак, негативні екологічні наслідки інтенсивної господарської діяльності відзначаються також у водоймах рекреаційних і паркових зон м. Києва, серед яких особливе місце належить Національному природному парку (НПП) «Голосіївський». Цінність цього об'єкту природно-заповідного фонду України визначається не лише природним ландшафтом та біорізноманіттям його флори і фауни, а й наявністю складного комплексу водойм і водотоків. У північній частині парку він сформований трьома каскадами ставків: Горіховатським (на р. Горіховатка), Дідорівським (на Дідорівському струмку) та Китаївським (на Китаївському струмку). Кожний каскад складається з чотирьох штучно створених водойм, які сполучені між собою [7].

Розташування в глибині урбанізованого ландшафту зумовлює посилений техногенний і рекреаційний тиск на ставки Голосіївського парку з боку мегаполісу, про що свідчить багаторічна тенденція до погіршення еколого-токсикологічного стану цих водойм [1, 21, 22].

Одними з найбільш небезпечних поллютантів, що потрапляють у ставки Голосіївського парку, є нафтопродукти (НП), аніонні поверхнево-активні речовини (АПАР) та важкі метали (ВМ), токсичний вплив яких на гідробіоти та водні екосистеми в цілому доведений численними дослідженнями [1, 15, 19, 24, 32]. У зв'язку з цим метою роботи було дослідження сезонних змін вмісту токсичних речовин (НП, АПАР, ВМ) у водоймах НПП «Голосіївський» та оцінка їх потенційної загрози для функціонування гідробіотів.

### Матеріал і методика досліджень

Об'єктами дослідження були 12 ставків, розташованих на території НПП «Голосіївський» (50°22'47" N, 30°30'21" E) (рис. 1). Вони утворюють три каскади ставків (Горіховатські, Китаївські та Дідорівські) з чотирьох

ISSN 0375-8990. Гідробіологічний журнал. 2026. 62(3) 73

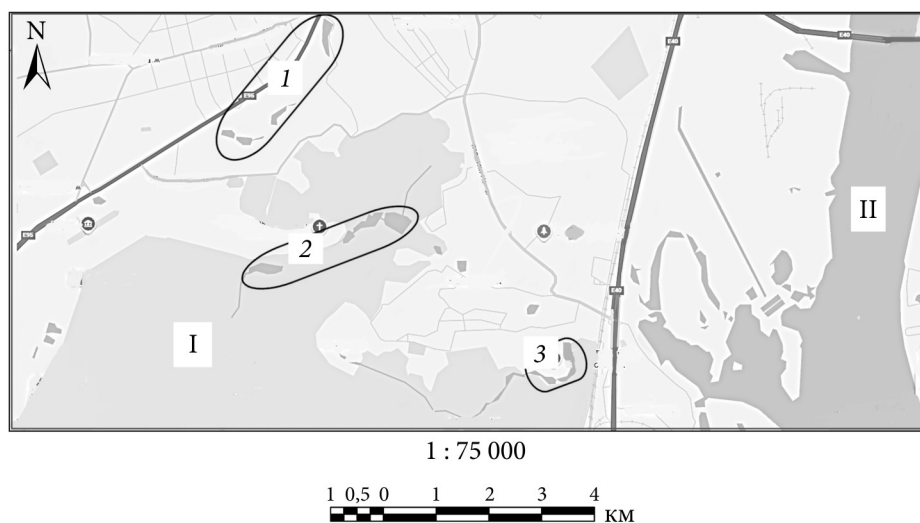


Рис. 1. Карта-схема розташування водойм Національного природного парку «Голосіївський». I — НПП «Голосіївський»: 1 — Горіховатські; 2 — Дідорівські; 3 — Ки-таївські ставки. II — річкова ділянка Канівського водосховища

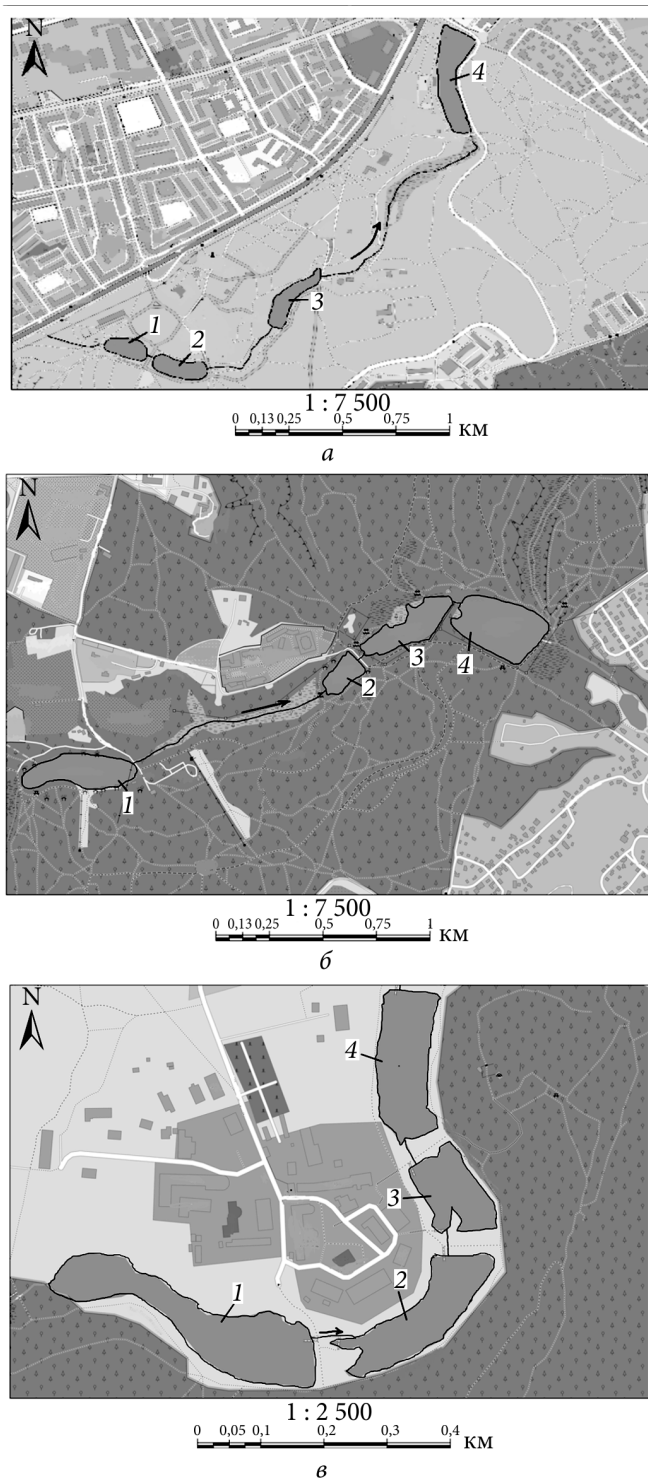
сполучених між собою штучних водойм кожний (рис. 2) [15]. Загальна площа ставків становить 5,0, 4,3 і 10,3 га відповідно [23]. Глибина ставків в центральній частині коливається від 0,5—1,0 до 2,0—3,0 м, а живлення здійснюється за рахунок р. Горіховатки, джерельної води та атмосферних опадів.

Відбір проб води з поверхневого шару (0,2—0,3 м) акваторії ставків проводили навесні, влітку та восени 2023 р. за відповідними методиками [2, 4].

В процесі відбору проб для визначення вмісту нафтопродуктів уникали потрапляння їх поверхневої плівки. Для видалення механічних домішок здійснювали фільтрування проб води через паперовий фільтр «червона стрічка». Масову концентрацію розчиненої у воді фракції нафтопродуктів визначали флуориметричним методом на аналізаторі рідини «Флюорат-02-3М». Метод заснований на екстракції нафтопродуктів з води гексаном з подальшим вимірюванням інтенсивності флуоресценції отриманого екстракту [5].

Визначення АПАР у воді проводили колориметричним методом, який заснований на реакції АПАР з катіонним барвником метиленовим блакитним з утворенням забарвленої комплексної сполуки, яку екстрагують із води хлороформом [3].

Для визначення ВМ у розчинній формі ( $\text{Cu}_{\text{розч}}$ ,  $\text{Zn}_{\text{розч}}$ ,  $\text{Fe}_{\text{розч}}$ ,  $\text{Mn}_{\text{розч}}$ ,  $\text{Pb}_{\text{розч}}$ ,  $\text{Ni}_{\text{розч}}$ ) відібрану воду фільтрували через нітроцелюлозні мембранні фільтри «Fioroni» (КНР) з діаметром пор 0,45 мкм, потім підкисляли концентрованою азотною кислотою (з розрахунку 12 см<sup>3</sup> кислоти на 1 дм<sup>3</sup>



**Рис. 2.** Карта-схема каскадів ставків Національного природного парку «Голосіївський»: а — Горіховатські; б — Дідорівські; в — Китаївські. Цифрами позначено номери водойм

води) [2]. Визначення концентрації розчиненої форми металів у воді проводилось методом оптичної емісійної спектроскопії з індуктивно-зв'язаною плазмою на оптичному емісійному спектрометрі iCAP 6300 Duo (Thermo-Fisher Corporation, США) [6].

Статистичну обробку одержаних даних (розрахунок середнього значення та стандартного відхилення ( $M \pm m$ ) із 3—4 визначень) проводили за допомогою програми MS Excel 2016. При описі результатів досліджень використовували середні значення. Результати статистичної обробки відображено на рисунках.

### Результати досліджень

*Нафтопродукти.* Визначення концентрації розчиненої фракції нафтопродуктів у воді ставків НПП «Голосіївський» впродовж 2023 р. показало, що кожному каскаду ставків була властива своя сезонна динаміка концентрації зазначених поллютантів залежно від розташування водойм, а, відповідно, і ступеню антропогенного впливу на кожен із них (рис. 3).

Горіховатські ставки в цілому мали найвищий рівень забруднення нафтопродуктами порівняно з іншими водоймами. Так, зокрема, у літній сезон їхня концентрація у верхніх ставках (№ 1, 2) досягала значення  $0,1 \text{ мг/дм}^3$ , що удвічі перевищує межу допустимих значень, які є сприятливими для функціонування водних екосистем [13].

Серед водойм цього каскаду ставки № 3 і 4, які розташовані нижче за течією р. Горіховатки, відрізнялися більш низькими концентраціями нафтопродуктів в усі досліджені сезони року.

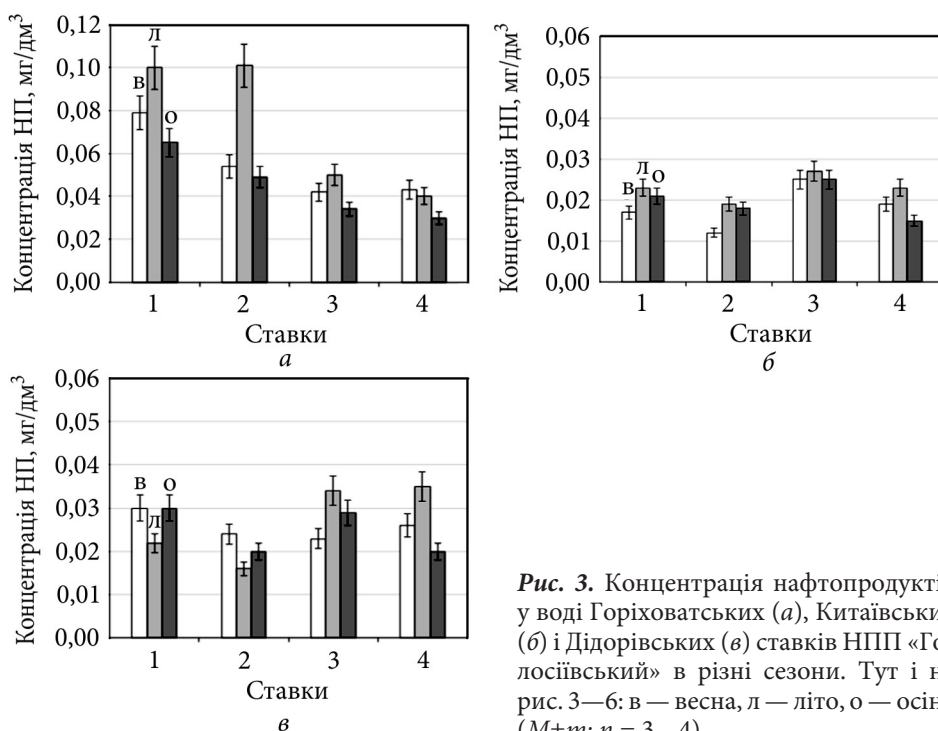
Слід зазначити, що для усіх Горіховатських ставків, окрім ставка № 4, спостерігалось збільшення концентрації нафтопродуктів у воді влітку, порівняно з весняним сезоном. Максимально зросла їхня кількість у ставку № 2 — практично у два рази, в той час, як у ставку № 1 і 3 зростання концентрації нафтопродуктів від весни до літа становило 27 і 19 % відповідно. І лише у ставку № 4 концентрація нафтопродуктів у весняно-літній сезон залишалася практично без змін (рис. 3, а).

Восени в усіх водоймах даного каскаду відзначалося суттєве (на 25,0—51,5 %) зменшення концентрації нафтопродуктів у воді порівняно з літнім сезоном.

Рівень нафтового забруднення Китаївських ставків був найнижчим серед усіх трьох каскадів (рис. 3, б). Так само, як і для Горіховатських, для Китаївських ставків було властиве зростання концентрації нафтопродуктів влітку порівняно з весняними показниками, яке виявилось максимальним для ставків № 1 і 2.

Восени у більшості Китаївських ставків, на відміну від Горіховатських, мало місце незначне зменшення концентрації нафтопродуктів (не перевищувало 9,5 %) і лише у ставку № 4 вона знизилася на 35 % у порівнянні з літнім сезоном.

Дідорівські ставки за ступенем нафтового забруднення води займали проміжне місце серед інших досліджуваних водойм. При цьому сезонна динаміка концентрації нафтопродуктів в окремих ставках мала свою спе-



**Рис. 3.** Концентрація нафтопродуктів у воді Горіховатських (а), Китаївських (б) і Дідорівських (в) ставків НПП «Голосіївський» в різні сезони. Тут і на рис. 3—6: в — весна, л — літо, о — осінь ( $M \pm t$ ;  $n = 3-4$ )

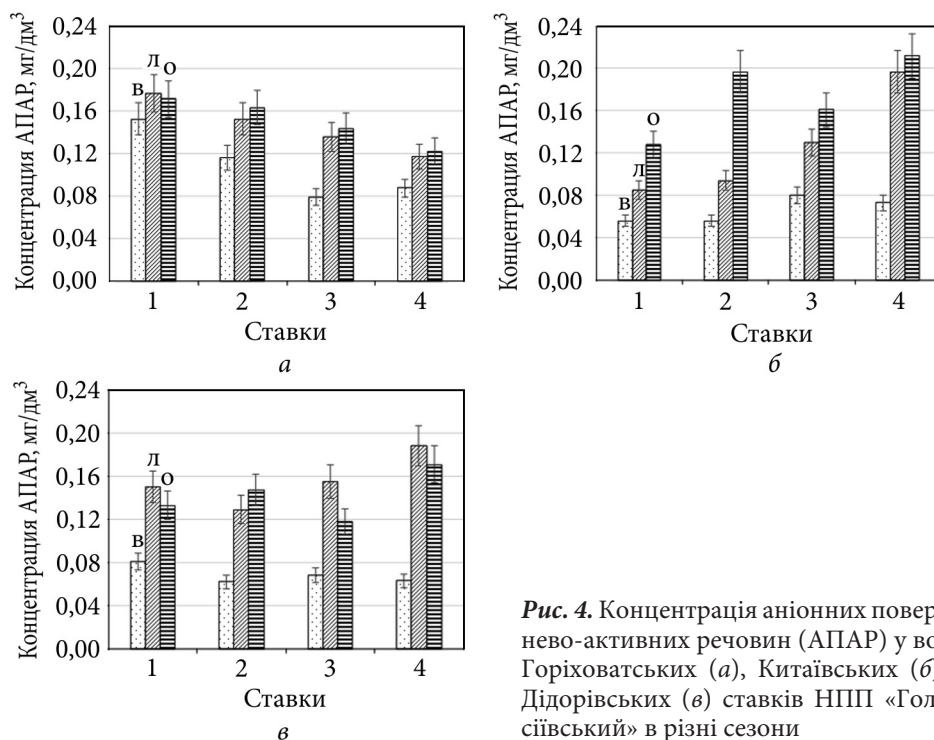
цифіку. Привертає увагу, що у ставках № 1 і 2 концентрація нафтопродуктів від весни до літа помітно знижувалася — на 27 і 33 % відповідно. Натомість у ставках № 3 і 4 влітку відмічалось збільшення забрудненості нафтопродуктами, концентрація яких зростала відповідно на 48 і 35 % порівняно з весняним рівнем.

В осінній сезон у Дідорівських ставках № 3 і 4, як і в переважній більшості ставків Голосіївського парку, концентрація нафтопродуктів зменшувалась порівняно з літніми величинами. В той же час, у ставках № 1 і 2 восени спостерігалася протилежна динаміка: концентрація нафтопродуктів підвищувалася порівняно з літнім періодом і практично поверталася на весняний рівень (рис. 3, в).

Отже, аналіз сезонних змін нафтового забруднення ставків НПП «Голосіївський» у 2023 р. свідчить про те, що у переважній більшості випадків спостерігалася тенденція до зростання концентрації нафтопродуктів у воді в літній період порівняно з весняним, з наступним її зниженням восени.

**Аніонні поверхнево-активні речовини.** Аніонні поверхнево-активні речовини — важлива складова більшості детергентів та миючих засобів. Незважаючи на високу ефективність видалення при очищенні стоків, певна частка АПАР все ж надходить у водні екосистеми внаслідок великих обсягів їхнього споживання [19].

Визначення концентрації АПАР у воді ставків НПП «Голосіївський» навесні 2023 р. показало (рис. 4), що майже в усіх водоймах рівень забруд-



**Рис. 4.** Концентрація аніонних поверхнево-активних речовин (АПАР) у воді Горіховатських (а), Китаївських (б) і Дідорівських (в) ставків НПП «Голосіївський» в різні сезони

нення АПАР не перевищував встановлені нормативні значення ( $0,1 \text{ мг/дм}^3$ ), які вважаються сприятливими для функціонування водних екосистем [3]. Виключення становили лише Горіховатські ставки № 1 і 2, концентрація АПАР у яких становила  $0,152$  і  $0,116 \text{ мг/дм}^3$  відповідно.

З настанням літнього сезону в усіх Горіховатських ставках спостерігалось збільшення концентрації АПАР, інтенсивність якого відрізнялася для різних водойм (рис. 4, а). Так, в найбільшій мірі (на 71 %), зросла концентрація АПАР у ставку № 3, менш помітно у ставках № 4 і 2, у ставку № 1 — лише на 16 %.

Для Китаївських ставків влітку було характерне більш суттєве, ніж для Горіховатських, зростання концентрації АПАР (рис. 4, б). Згідно отриманих даних, воно становило 52—63 %, а у ставку № 4 концентрація АПАР досягала  $0,197 \text{ мг/дм}^3$ , що майже вдвічі перевищує гранично допустимий рівень.

Що стосується каскаду Дідорівських ставків, то від весни до літа в них також відзначалося інтенсивне зростання концентрації АПАР у воді (рис. 4, в). Так, у ставках № 1—3 концентрація АПАР влітку збільшилася в 1,8—2,3 рази, а у ставку № 4 — практично у 3 рази, що перевищує нормативне значення на 88 %.

В осінній період динаміка вмісту АПАР у воді ставків Голосіївського парку суттєво відрізнялася для різних каскадів водойм.

Так, зокрема, у Горіховатському ставку № 1 концентрація АПАР восени залишилася практично на тому ж рівні, що й влітку, в той час як у решті водойм зафіксовано її невелике зростання на 4—7 % порівняно з літнім показником.

У Китаївських ставках восени продовжувалося подальше зростання концентрації АПАР у воді. Максимально, понад ніж удвічі, збільшився цей показник у ставку № 2. В інших водоймах концентрація АПАР восени також зростає, і в результаті у ставках № 2 і 4 в осінній сезон вона перевищувала нормативне значення у 1,9 і 2,1 разів відповідно.

Стосовно Дідорівських ставків, то у більшості із них з настанням осені мало місце зниження на 9—24 % концентрації АПАР у воді порівняно з літнім сезоном. Виключення становив лише ставок № 2, у якому восени спостерігалось невелике зростання концентрації АПАР (на 14 %).

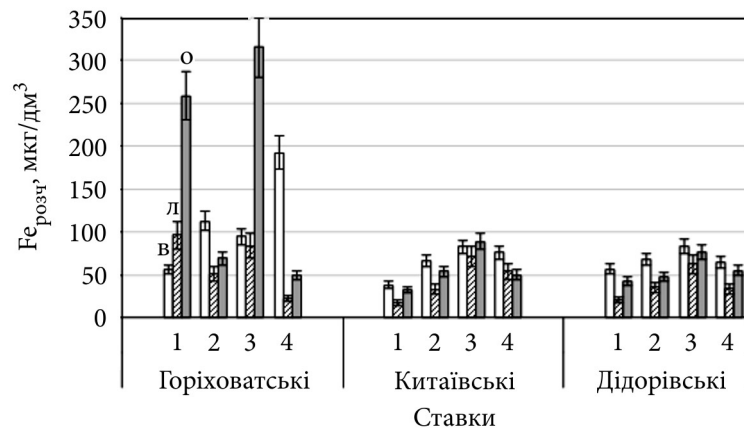
Незважаючи на відмінності у динаміці, концентрація АПАР в усіх ставках НПП «Голосіївський» восени перевищувала значення ( $0,1 \text{ мг/дм}^3$ ), яке вважається прийнятним для функціонування водних екосистем [3].

*Важкі метали.* Відомо, що більшість ВМ (Mn, Fe, Zn, Cu, Co, Ni) є мікроелементами, необхідними для життєдіяльності живих організмів, однак, зростання концентрації ВМ у водоймах негативно впливає на біоту, призводячи до численних порушень фізіолого-біохімічних процесів [9, 11]. Такі метали як Pb, Cd, Hg не мають відомої біологічної ролі і можуть виявляти токсичність навіть у незначних концентраціях [9, 29].

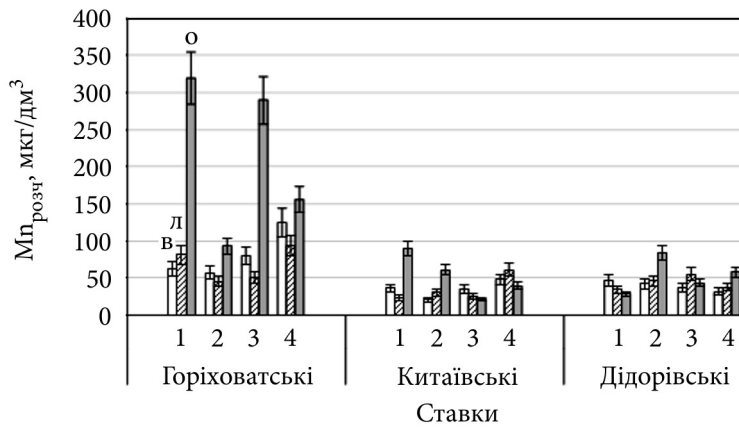
Найбільш токсичною і біодоступною є розчинна форма металів [26], концентрація якої у воді природних водойм визначається багатьма чинниками, зокрема, сезонним надходження органічної речовини, рН водного середовища та вмістом в ньому кисню [11, 33].

Виявлені концентрації ВМ у розчиненій формі у водоймах НПП «Голосіївський» весною, влітку і восени відображені на рисунках 5 і 6.

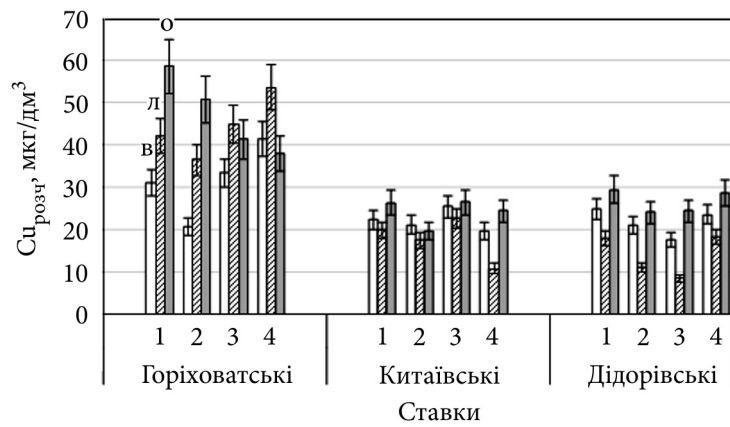
На рисунку 5, а показано, що вода Горіховатських ставків характеризувалась вищим вмістом розчиненого феруму порівняно з іншими водоймами НПП «Голосіївський». Так, у воді Горіховатських ставків № 1 і 3 максимальну концентрацію  $\text{Fe}_{\text{розч}}$  виявлено восени (258,3 і  $314,0 \text{ мкг/дм}^3$  відповідно), а у воді ставків № 2 і 4 — навесні (113,2 і  $192,1 \text{ мкг/дм}^3$  відповідно). Виявлені максимуми концентрацій металу у воді Горіховатських ставків можуть бути пов'язані з антропогенним забрудненням [15]. Варто зазначити, що у поверхневому шарі води більшості досліджуваних водойм виявлена тенденція до зменшення концентрації  $\text{Fe}_{\text{розч}}$  влітку порівняно з весняним сезоном, яка становила: для Горіховатських ставків — 22,4—96,3  $\text{мкг/дм}^3$ , для Китаївських — 17,3—71,6 і для Дідорівських ставків — 21,2—62,8  $\text{мкг/дм}^3$ . Зменшення концентрації феруму в поверхневому горизонті водойм і збільшення — у придонному може бути наслідком літньої стратифікації води [10]. Встановлено, що в умовах дефіциту розчиненого кисню у придонних шарах води збільшується концентрація Fe (II) у вигляді гідросокомплексів і комплексів з неорганічними лігандами внаслідок надходження з донних відкладів, а також



а

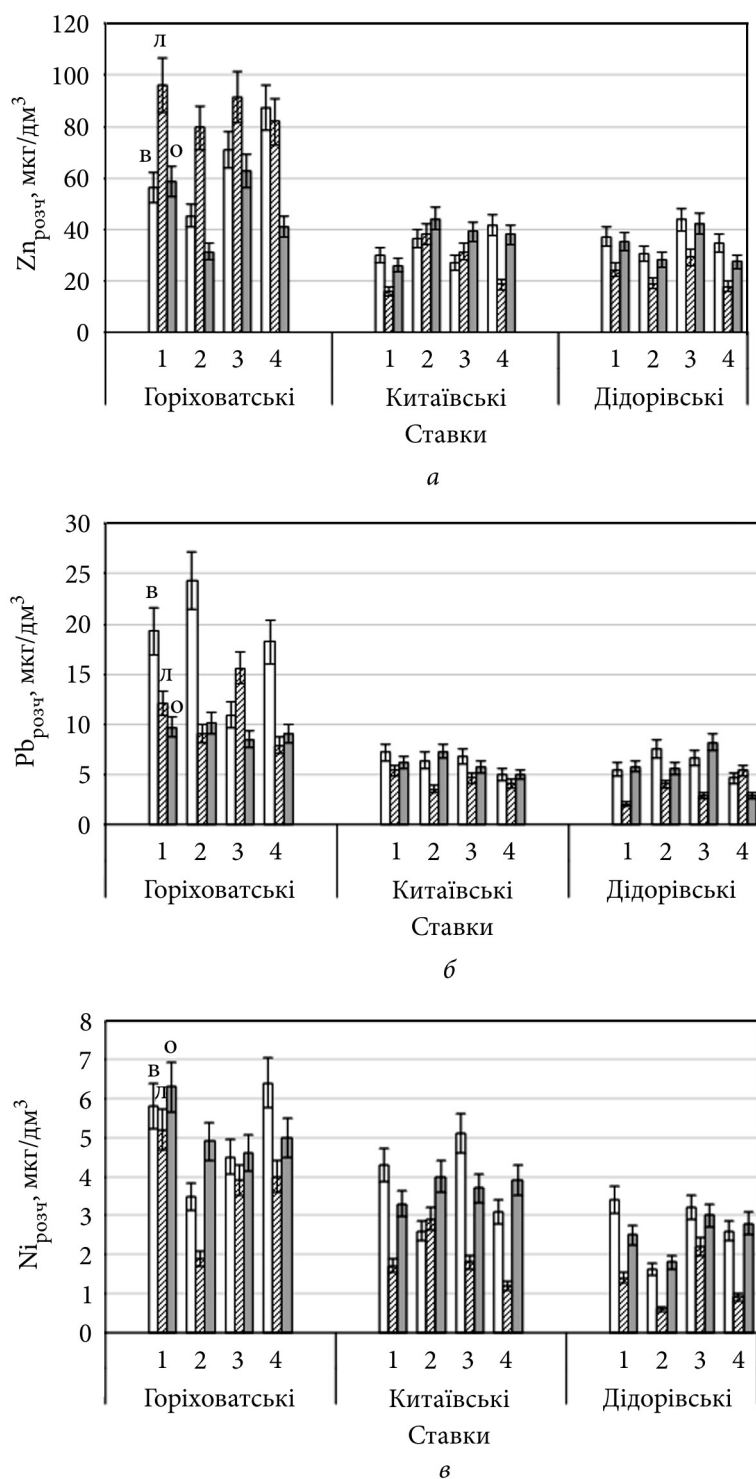


б



в

Рис. 5. Концентрація розчинної форми феруму (а), мангану (б) та купруму (в) у воді ставків НПП «Голосіївський» в різні сезони



**Рис. 6.** Концентрація розчинної форми цинку (а), плумбуму (б) та нікелю (в) у воді ставків НПП «Голосіївський» в різні сезони

Fe (II) міститься у складі слабких комплексів з розчиненими органічними речовинами [1]. Також влітку відбувається поглинання і накопичення феруму водними рослинами, оскільки цей метал є необхідним для життєдіяльності рослинних організмів мікроелементом, який бере участь в процесах фотосинтезу, дихання, синтезу хлорофілу, входить до складу багатьох ферментів та відіграє ключову роль у метаболізмі [33].

Щодо осіннього періоду, то концентрація  $Fe_{розч}$  у воді досліджуваних ставків коливалася в таких межах: для Горіховатських ставків — від 50,4 до 314,0 мкг/дм<sup>3</sup>, для Китаївських — від 32,6 до 89,2 і для Дідорівських — від 42,7 до 77,1 мкг/дм<sup>3</sup> (див. рис. 5, а).

Концентрації  $Mn_{розч}$  у воді Горіховатських ставків весною, влітку та восени знаходились в межах 57,0—124,5, 45,2—93,7, 92,1—319,4 мкг/дм<sup>3</sup> відповідно; Китаївських — 20,2—47,7, 23,2—60,7, 21,0—89,6 мкг/дм<sup>3</sup>; Дідорівських — 31,2—46,4, 34,3—55,1, 27,8—83,9 мкг/дм<sup>3</sup> відповідно (рис. 5, б). Слід зазначити, що у Горіховатських ставках № 1—4, Китаївських — № 1 і 2 та Дідорівських — № 2 і 4 виявлено зростання концентрації розчиненого мангану восени порівняно з літнім сезоном, що може бути пов'язано як з відмиранням рослинних організмів, так і з порушенням літньої стратифікації води, що призводить до змішування її шарів. Це спричиняє підйом таких металів, як манган і залізо, з придонних горизонтів, де влітку в умовах дефіциту кисню підвищується концентрація їх розчинної форми внаслідок надходження з донних відкладів, до поверхневих шарів води [1, 10].

У воді Горіховатських ставків в усі сезони виявлено такі концентрації  $Cu_{розч}$ , які значно перевищують концентрації металу, вказані як достатньо сприятливі для функціонування водних екосистем (<20 мкг/дм<sup>3</sup>  $Cu_{розч}$ ) [13] (рис. 5, в). При цьому концентрації  $Cu_{розч}$ , виявлені у воді цих водойм влітку (36,5—53,7 мкг/дм<sup>3</sup>) були вищими, ніж концентрації металу весною (20,6—41,8 мкг/дм<sup>3</sup>), що може бути зумовлено антропогенним забрудненням зазначених водойм. Наслідком цього могло бути і значне зростання концентрації  $Cu_{розч}$  у воді Горіховатських ставків № 1 і 2 восени (58,7 і 49,9 мкг/дм<sup>3</sup>). Підвищений вміст  $Cu_{розч}$  у цих ставках було зареєстровано і в минулі роки [20], що свідчить про їх хронічне забруднення. Виявлені концентрації купруму у водоймах Горіховатського каскаду можуть токсично впливати на гідробіонти, що доведено результатами експериментальних досліджень [27, 31, 32].

Для Китаївських ставків № 1, 2 і 3 не встановлено суттєвих відмінностей у концентрації  $Cu_{розч}$  весною, влітку та восени, яка знаходилась в межах 11,4—26,5 мкг/дм<sup>3</sup>, тоді як у воді Китаївського ставка № 4 та Дідорівських ставків № 1—4 спостерігалось зниження концентрації  $Cu_{розч}$  влітку та зростання — восени (див. рис. 5, в).

Концентрація  $Zn_{розч}$  у водоймах НПП «Голосіївський» коливалась в межах від 27,1 до 87,6 мкг/дм<sup>3</sup> весною, від 16,0 до 96,1 мкг/дм<sup>3</sup> — влітку та від 26,0 до 63,2 мкг/дм<sup>3</sup> — восени (рис. 6, а). Найвищі концентрації цинку виявлені у воді Горіховатських ставків влітку (79,5—96,1 мкг/дм<sup>3</sup>), які перевищують рекомендовану ЄС концентрацію  $Zn_{розч}$  для водойм I—II кла-

су якості вод ( $\leq 70$  мкг/дм<sup>3</sup>) [13], і можуть бути спричинені антропогенним забрудненням зазначених водойм. У воді Китаївських та Дідорівських ставків концентрація  $Zn_{розч}$  знаходилась в межах від 16,1 до 44,3 мкг/дм<sup>3</sup> та мала тенденцію до зниження в літній сезон порівняно з весняним та осіннім (див. рис. 6, а).

Високі концентрації  $Pb_{розч}$  (10,9—24,3 мкг/дм<sup>3</sup>) виявлено у воді Горіховатських ставків у весняний сезон, що може бути обумовлено надходженням змивних вод внаслідок танення снігу (рис. 6, б). Влітку і восени концентрації  $Pb_{розч}$  у воді Горіховатських ставків становили 7,9—15,6 і 8,5—10,1 мкг/дм<sup>3</sup> відповідно. Згідно нормативів Європейського Союзу максимальна допустима концентрація плумбуму та його сполук у внутрішніх поверхневих водах становить 14 мкг/дм<sup>3</sup>, а середньорічне значення — 1,2 мкг/дм<sup>3</sup> [12]. Тому за концентрацією плумбуму у воді Горіховатські ставки можна вважати досить забрудненими і з несприятливими умовами для функціонування гідробіонтів. У воді Китаївських та Дідорівських ставків концентрація плумбуму весною, влітку та восени знаходилась в межах 4,6—7,6, 2,0—5,4 і 2,9—8,2 мкг/дм<sup>3</sup> відповідно (див. рис. 6, б). У більшості досліджуваних водойм парку концентрація  $Pb_{розч}$  була нижчою в літній сезон, що, очевидно, обумовлено зростанням здатності металу до комплексоутворення і випадіння в осад при підвищенні рН водного середовища в результаті життєдіяльності рослинних організмів влітку [25].

Концентрація  $Ni_{розч}$  у воді Горіховатських ставків весною, влітку і восени знаходились в межах 3,5—6,4, 1,9—5,2 і 4,6—6,3 мкг/дм<sup>3</sup> відповідно; Китаївських — 2,6—5,1, 1,2—2,9 і 3,3—4,0 мкг/дм<sup>3</sup>; Дідорівських — 1,6—3,4, 0,6—2,2 і 1,8—3,0 мкг/дм<sup>3</sup> відповідно (рис. 6, в). Згідно європейських нормативів [12] середньорічна концентрація нікелю та його сполук у внутрішніх поверхневих водах не повинна перевищувати 4 мкг/дм<sup>3</sup>.

Слід зазначити, що у більшості досліджуваних водойм відбувалося зниження концентрації нікелю влітку порівняно з весняним періодом, можливо, внаслідок поглинання металу вищими водними рослинами та водоростями, оскільки нікель є мікроелементом, який бере участь у процесах життєдіяльності рослинних організмів [11]. Восени ж відбувалося зростання концентрації металу у воді ставків НПП «Голосіївський», що може бути пов'язано із зниженням функціональної активності і відмиранням водних рослин.

### Обговорення результатів досліджень

Відомо [1], що одним із головних чинників формування якості води ставків НПП «Голосіївський» є зовнішній водообмін, який визначається складовими водного балансу. Прибуткову частину цього балансу у досліджуваних водоймах складають атмосферні опади, поверхневі та підземні води.

Попередні дослідження засвідчили, що рівень забруднення ставків НПП «Голосіївський» нафтопродуктами, АПАР та важкими металами, маючи певні особливості для кожного каскаду, в цілому зумовлений

впливом антропогенного навантаження з боку розташованих поблизу об'єктів міської інфраструктури [14, 15]. З огляду на це, збільшення концентрації нафтопродуктів у воді ставків парку в літній сезон, ймовірно, викликано їх посиленням надходженням у складі поверхневого стоку з техногенно забруднених прилеглих територій мегаполісу внаслідок випадання значної кількості опадів. Так, за даними Центральної геофізичної обсерваторії ім. Бориса Срезневського кількість опадів в літній період 2023 р. у Києві становила 242 мм, або 122 % кліматичної норми, причому найбільша їх кількість (дві місячні норми) зафіксована у липні [8].

Осінній сезон 2023 р. у Києві характеризувався досить тривалим періодом підвищених температур, які були вищими за кліматичну норму, з невеликою кількістю опадів. Такі метеорологічні умови могли призвести до зменшення кількості нафтопродуктів, що потрапили з поверхневим стоком, а також сприяти активному перебігу процесів їхньої природної деградації, в результаті чого рівень нафтового забруднення більшості водойм НПП «Голосіївський» восени знизився.

Значне зростання (в деяких випадках у 2—3 рази) концентрації АПАР, яке відзначено влітку в усіх досліджуваних водоймах, може свідчити про інтенсивне потрапляння у ставки НПП «Голосіївський» неочищених або недостатньо очищених стоків комунально-побутового походження з високим вмістом детергентів та миючих засобів.

Варто також зазначити, що концентрація АПАР у воді переважної більшості ставків НПП «Голосіївський» з настанням осені або практично не знижувалася порівняно з літніми значеннями (Горіховатські ставки), або помітно зростала (Китаївські ставки), що вказує на існування стабільних джерел забруднення, мало залежних від сезону. Щодо Дідорівських ставків, то їм було притаманне у більшості випадків зниження концентрації АПАР восени порівняно з літом.

Також для ставків НПП «Голосіївський» можна відмітити і певні закономірності щодо змін концентрації більшості досліджуваних ВМ:

зростання їхньої концентрації у водоймах навесні, очевидно, спричинене надходженням в них змивних вод з навколишніх територій внаслідок танення снігу;

зменшення концентрації металів у воді влітку, ймовірно, обумовлено активним розвитком мікроводоростей та макрофітів у цей період та, відповідно, акумуляцією і поглинанням металів рослинними організмами [28, 30], а також зв'язуванням у комплекси найбільш біодоступної розчинної форми металів при зростанні рН водного середовища внаслідок життєдіяльності гідрофітів. Зниження концентрації  $Fe_{розч}$  і  $Mn_{розч}$  у поверхневих шарах води може бути також зумовлено літньою стратифікацією води, що зумовлює зростання концентрації цих металів у придонному горизонті в умовах дефіциту кисню [1, 10];

підвищення концентрації металів у воді восени може бути пов'язано з відмиранням і розкладом рослинних організмів та вивільненням акумульованих ними металів у водне середовище, а також зумовлено порушенням літньої стратифікації води [10].

Варто наголосити, що зазначені закономірності сезонних змін концентрації металів у воді були більш характерні для Китаївських та Дідорівських ставків НПП «Голосіївський», які мають менше антропогенне навантаження, тоді як у Горіховатських ставках спостерігалось зростання концентрації важких металів у різні сезони (Cu, Zn — влітку, Mn — восени, Pb — навесні, Fe та Ni — весною і восени), що, очевидно, пов'язано із вищим рівнем антропогенного навантаження на ці водойми.

Значне підвищення вмісту нафтопродуктів у ставках НПП «Голосіївський», яке спостерігалось влітку, АПАР — у багатьох водоймах влітку і восени, а також виявлені концентрації ВМ, які перевищують встановлені нормативи для водних екосистем [12, 13], — зокрема, у Горіховатських ставках в усі сезони, без сумніву, становлять потенційну загрозу для нормального функціонування біоти [9, 14, 17—19, 27, 31, 32]. Це спонукає до регулярного моніторингу еколого-токсикологічного стану водойм НПП «Голосіївський», а також до вжиття невідкладних заходів для виявлення і ліквідації джерел надходження нафтопродуктів, АПАР, важких металів та інших токсичних речовин у водні екосистеми.

### **Висновки**

Визначення концентрації нафтопродуктів, АПАР та важких металів у воді ставків НПП «Голосіївський» впродовж 2023 р. показало, що кожному каскаду була властива своя сезонна динаміка концентрації зазначених токсичних речовин залежно від розташування водойм, а, відповідно, і ступеня антропогенного впливу на кожен із них.

Аналіз сезонних змін ступеня нафтового забруднення ставків НПП «Голосіївський» у досліджуваний період свідчить про тенденцію до зростання концентрації нафтопродуктів у воді більшості водойм влітку порівняно з весною, з наступним її зниженням восени.

Значне підвищення концентрації АПАР в усіх досліджуваних водоймах НПП «Голосіївський» влітку, а в багатьох ставках і восени, вказує на існування стабільних джерел забруднення води цими речовинами, мало залежних від сезону року.

У воді Китаївських і Дідорівських ставків у більшості випадків виявлено зменшення концентрації важких металів у літній сезон порівняно з весняним та осіннім, тоді як у Горіховатських ставках спостерігалось зростання концентрації важких металів у різні сезони, що, очевидно, пов'язано із вищим рівнем антропогенного навантаження на ці водні об'єкти.

Високі концентрації нафтопродуктів, АПАР та важких металів, які спостерігалися у ставках НПП «Голосіївський» протягом кількох сезонів, становлять потенційну загрозу розвитку токсичних ефектів у гідробіонтів та можуть призвести до порушення екологічної рівноваги у досліджених водоймах в цілому.

Для запобігання негативним наслідкам токсичного впливу забруднюючих речовин на водні організми доцільним є як регулярний моніторинг еколого-токсикологічного стану ставків, так і своєчасне виявлення

та ліквідація джерел надходження поллютантів у водойми НПП «Голосіївський».

#### Список використаної літератури

1. Екологічний стан водних об'єктів урбанізованих територій. Китайські ставки / П.М. Линник, В.А. Жежеря, С.В. Батог та ін. Ін-т гідробіології НАН України. Київ: Логос, 2015. 76 с.
2. Інструкція з відбирання, підготовки проб води і ґрунту для хімічного та гідробіологічного аналізу гідрометеорологічними станціями і постами. Затверджено наказом ДСНС України № 30 від 19.01.2016 р. <https://zakon.rada.gov.ua/rada/show/v0030388-16#Text>
3. КНД 211.1.4.017-95. Методика екстракційно-фотометричного визначення аніонних поверхнево-активних речовин (АПАР) з метиленовим блакитним у природних та стічних водах. *Якість вимірювання складу та властивостей об'єктів довкілля та джерел їх забруднення* / під ред. В.Ф. Осики, М.С.Кравченко. Київ: Мінбезпеки України, 1997. С. 155—174.
4. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / за ред. В.Д. Романенка. Київ: Логос, 2006. 408 с.
5. Методика выполнения измерений массовой концентрации нефтепродуктов в пробах питьевых, природных и сточных вод флуориметрическим методом на анализаторе жидкости «Флюорат-02». МВВ 99-12-98. 1998. 19 с.
6. Національний Ботанічний сад ім. М.М.Гришка: ЦККП «СЦЕА». [www.nbg.kiev.ua/scientific\\_activity/scea/](http://www.nbg.kiev.ua/scientific_activity/scea/)
7. Прядко О.І., Арап Р.Я., Андрієвська О.Л. та ін. Водно-болотні комплекси НПП «Голосіївський» — середовища існування цінного біорізноманіття (м. Київ). *Заповідна справа в Україні*. 2013. Т. 19. Вип.1. С. 89—93.
8. Центральна геофізична обсерваторія ім. Бориса Срезневського. <https://www.facebook.com/CGO.Official/posts/pfbid02Y43etPCH97HkuQ5mEsV CopQNS9JGTTdDKDrnFpxFniVg6QRKEG6HaRdoiB3SvUS5l>
9. Basile A., Sorbo S., Conte B. et al. Toxicity, accumulation, and removal of heavy metals by three aquatic macrophytes. *Int. J. Phytoremediation*. 2012. Vol. 14, N 4. P. 374—387.
10. Coutelot F., Kaplan D.I., Kersting A.B. et al. Effect of seasonal anoxia on geochemical cycling in a stratified pond: comparison to cooler pond conditions 40 years ago. *Sci. Total Environ*. 2025. Vol. 976. Art. 179337.
11. Dengg M., Stirling C.H., Lehto N.J. et al. Trace metals in natural lakes: seasonal variation of manganese, cobalt, nickel, copper and zinc speciation in lakes of different trophic states. *Biogeochemistry*. 2025. Vol. 168. Art. 23.
12. Directive 2013/39/EU of the European Parliament and of the Council of 12 August 2013 amending Directives 2000/60/EC and 2008/105/EC as regards priority substances in the field of water policy Text with EEA relevance. Directive - 2013/39 - EN - EUR-Lex (europa.eu).
13. Establishing a dynamic system of surface water quality regulation: guidance for countries of Eastern Europe, Caucasus and Central Asia. 2011. OECD. [www.cawater-info.net/pdf/oecd\\_e.pdf](http://www.cawater-info.net/pdf/oecd_e.pdf).
14. Gorbatiuk L.O., Pasichna O.O. Peculiarities of the toxic effect of synthetic surfactants on hydrophytes (a review). *Hydrobiol. J*. 2024. Vol. 60, N 6. P. 33—46.
15. Gorbatiuk L.O., Pasichna O.O., Klochenko P.D. et al. Content of pollutants and their potential toxicity in the water bodies of the «Golosiivivsky» National Nature Park (Ukraine). *Ibid*. 2025. Vol. 61, N 2. P. 61—74.
16. Gorbatiuk L.O., Pasichna O.O., Platonov M.O. et al. Assessment of the current level of pollution of the lakes of Kyiv by petroleum hydrocarbons. *Ibid*. 2021. Vol. 57, N 3. P. 95—101.

17. Gorbatiuk L.O., Pasichna O.O., Platonov M.O. et al. Peculiarities of the influence of oil products on the content and ratio of photosynthetic pigments of *Ceratophyllum demersum* L. *Ibid.* 2023. Vol. 59, N 1. P. 81—93.
18. Gorbatiuk L.O., Pasichnaya Ye.A. Hydrophytes in the oil-polluted water bodies: some aspects of functioning and practical use (a review). *Ibid.* 2019. Vol. 55, N 1. P. 75—86.
19. Jackson M., Eadsforth C., Schowanek D. et al. Comprehensive review of several surfactants in marine environments: Fate and ecotoxicity. *Environ. Toxicol. Chem.* 2016. Vol. 35, N 5. P. 1077—1086.
20. Klochenko P.D., Kharchenko G.V., Zubenko I.B., Shevchenko T.F. Some peculiarities of accumulation of heavy metals by macrophytes and epiphyton algae in water bodies of urban territories. *Hydrobiol. J.* 2007. Vol. 43, N 6. P. 46—57.
21. Klochenko P.D., Shevchenko T.F., Gorbunova Z.N. Phytoepiphyton as indicator of the state of water bodies of the «Golosiivsky» National Nature Park (Ukraine). *Ibid.* 2022. Vol. 58, N 4. P. 30—41.
22. Klochenko P.D., Shevchenko T.F., Lilitskaya G.G. Bioindication of the ecological state of water bodies of the Goloseyevo National Natural Park. *Ibid.* 2018. Vol. 54, N 5. P. 17—27.
23. Klochenko P.D., Tsarenko P.M., Ivanova I.Yu. Peculiarities of phytoplankton species composition in water bodies of the Goloseyevo National Natural Park (Kiev). *Ibid.* 2010. Vol. 46, N 3. P. 36—44.
24. Lewis M., Pryor R. Toxicities of oils, dispersants and dispersed oils to algae and aquatic plants: Review and database value to resource sustainability. *Environ. Pollut.* 2013. Vol. 180. P. 345—67.
25. Linnik P.N. Heavy metals in surface waters of Ukraine: their content and forms of migration. *Hydrobiol. J.* 2000. Vol. 36, N 3. P. 31—54.
26. Linnik P.N., Zhezherya V.A., Ignatenko I.I. Role of suspended matter fractions differing in the size of their particles in the accumulation and migration of metals in lake systems. *Ibid.* 2019. Vol. 55, N 6. P. 91—107.
27. Pasichna O.O. Content of pigments in *Cladophora glomerata* under the influence of copper (II) and manganese (II) ions in the aquatic environment. *Ibid.* 2017. Vol. 53, N 1. P. 60—68.
28. Pasichna O.O., Gorbatiuk L.O., Platonov M.O. et al. Peculiarities of accumulation of heavy metals by aquatic macrophytes of the lakes of Kyiv and assessment of their bioremediation capacity. *Ibid.* 2021. Vol. 57, N 4. P. 64—77.
29. Pasichna O.O., Gorbatiuk L.O., Platonov M.O. et al. Peculiarities of the influence of copper (II) and lead (II) on the content of pigments in *Ceratophyllum demersum* L. *Ibid.* 2022. Vol. 58, N 6. P. 46—55.
30. Pasichna O.O., Gorbatiuk L.O., Platonov M.O. et al. Biomonitoring of heavy metals pollution in lakes of Kyiv (Ukraine) using submerged macrophytes and assessment of their phytoremediative potential. *Ibid.* 2023. Vol. 59, N 5. P. 80—92.
31. Pasichnaya Ye.A. Toxicity of copper for hydrophytes: accumulation, effects on photosynthesis, respiration and pigment system (a review). *Ibid.* 2002. Vol. 38, N 4. P. 103—118.
32. Pietrini F., Carnevale M., Beni C. et al. Effect of different copper levels on growth and morpho-physiological parameters in giant reed (*Arundo donax* L.) in semi-hydronic mesocosm experiment. *Water.* 2019. Vol. 11, N 9. Art. 1837.
33. Zhu Y., Hu X., Pan D. et al. Speciation determination of iron and its spatial and seasonal distribution in coastal river. *Sci. Rep.* 2018. Vol. 8. Art. 2576.

Надійшла 27.06.2025

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

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

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

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

*T.V. Vitovetska*, PhD (Chem.), Assoc. Prof.,  
Kyiv National University of Construction and Architecture  
31 Povitroflotsky Ave., Kyiv, 03680, Ukraine  
e-mail: vitovetskaya@ukr.net

*O.O. Godlevska*, PhD (Phys. and Math.), Assoc. Prof.,  
National University of Life and Environmental Sciences of Ukraine,  
Heroyiv Oborony str.12, Kyiv, 03041, Ukraine,  
e-mail: godlevok@gmail.com  
ORCID 0000-0001-9446-1112

SEASONAL CHANGES IN CONTENT OF PETROLEUM PRODUCTS,  
SURFACTANTS AND HEAVY METALS IN WATER BODIES OF THE  
«GOLOSIYIVSKY» NATIONAL NATURE PARK (UKRAINE)

Seasonal changes in the concentration of petroleum products, anionic surfactants and heavy metals in the water of three cascades of ponds of the «Golosiivsky» National Nature Park (Ukraine) were studied. A significant increase in the concentration of petroleum products and anionic surfactants in the water of these ponds was recorded in the summer period compared to the spring. In the autumn, a decrease in the content of petroleum products was noted in most ponds, but the concentration of anionic surfactants continued to increase. A tendency to a decrease in the concentration of heavy metals in the water of the Kytaiivsky and Didorivsky ponds in the summer season was revealed. In the water of the Gorikhovatsky ponds an increase in the concentration of heavy metals was observed in different seasons, which is associated with a higher level of anthropogenic load on these water bodies.

**Keywords:** petroleum products, anionic synthetic surfactants, heavy metals, seasonal dynamics, ponds, the «Golosiivsky» National Nature Park, Ukraine

УДК 556.541+574.52 (282.247.32)

**Є.І. КОРЖОВ**, к. г. н., доцент,  
Херсонський державний аграрно-економічний університет,  
вул. Стрітенська, 23, Херсон, 73006, Україна  
e-mail: korzhov888@ukr.net  
ORCID: 0000-0003-2677-5296

**П.С. КУТІЩЕВ**, к. б. н., доцент,  
Херсонський державний аграрно-економічний університет,  
вул. Стрітенська, 23, Херсон, 73006, Україна  
e-mail: kutishev\_p@ukr.net  
ORCID: 0000-0002-8875-3909

**І.В. ШЕВЧЕНКО**, мол. наук. співроб.,  
Інститут морської біології НАН України,  
вул. Пушкінська, 37, Одеса, 65048, Україна  
e-mail: eirinheid@ukr.net  
ORCID: 0000-0002-3303-6857

**Г.М. МІНАЄВА**, мол. наук. співроб.,  
Інститут морської біології НАН України,  
вул. Пушкінська, 37, Одеса, 65048, Україна  
e-mail: halinaminaeva@gmail.com  
ORCID: 0009-0003-0008-4363

## ПОСЛАБЛЕННЯ ЗОВНІШНЬОГО ВОДООБМІНУ ТА МОЖЛИВІ ЕКОЛОГІЧНІ ЗМІНИ ЗАПЛАВНИХ ВОДОЙМ ПОНИЗЗЯ ДНІПРА ЯК НАСЛІДОК РУЙНУВАННЯ КАХОВСЬКОЇ ГЕС

---

*У статті висвітлено основні гідроекологічні аспекти припинення пікового режиму подачі дніпровських вод до пониззя Дніпра після руйнування Каховської гідроелектростанції (ГЕС) спричиненого воєнними діями. Встановлено, що внаслідок цього добові амплітуди коливання рівня води у русловій мережі суттєво знизились, що призвело до значного сповільнення водообміну між русловою та придатковою мережею. У нинішній час збільшення періоду водообміну озер придельтової ділянки Дніпра становить 248—748 % порівняно з тими, що відмічалися за існування Каховської ГЕС. Зовнішній водообмін водойм дельти Дніпра теж погіршився, але завдяки природним денівеляціям рівня води у Дніпровсько-Бузькому лимані скорочення інтенсивності водообміну тут становить 46—200 %. Розрахунки показали, що переважна більшість водойм (81 %) у нинішній час мають сповільнений водообмін на рівні більшому за 15 діб, 19 % — 3—15 діб, водойм зі швидким водообміном (швидше за*

---

Ц и т у в а н н я: Коржов Є.І., Кутіщев П.С., Шевченко І.В., Мінаєва Г.М. Послаблення зовнішнього водообміну та можливі екологічні зміни заплавних водойм пониззя Дніпра як наслідок руйнування Каховської ГЕС. *Гідробіол. журн.* 2026. Т. 62, № 3. С. 89—102.

3 доби) тепер не лишилось. На початку XXI ст. співвідношення водойм зі сповільненим, помірним та швидким водообміном становило 16, 76 та 8 % відповідно. Розглянуто основні екологічні наслідки тотального сповільнення зовнішнього водообміну заплавної водойм пониззя Дніпра, спричиненого воєнними діями та руйнуванням Каховської ГЕС, виділено типові гідроекологічні умови для кожної групи водойм.

**Ключові слова:** екологічний стан, зовнішній водообмін, рівневий режим, заплавні водойми, пониззя Дніпра.

Пониззя Дніпра є важливою природною територією для збереження біорізноманіття в Європі. Ділянка є частиною Смарагдової мережі (Lower Dnipro, UA0000192) [20], дельта Дніпра входить до переліку територій міжнародного значення, що охороняються Рамсарською конвенцією (3UA009). Пониззя Дніпра морфологічно складається з придельтової ділянки та дельти річки (рисунок).

На початку XXI ст. негативні екологічні процеси, зокрема глобальні зміни клімату та зменшення водності річок, призвели до певного послаблення водообмінних процесів між русловою та заплавною частиною в пониззі Дніпра [5, 7, 29]. Це негативно вплинуло на умови існування гідробіотів у регіоні та загальний екологічний стан пониззя Дніпра [4, 14, 16, 24]. Каховська катастрофа починаючи з червня 2023 р. спричинила перехід водної системи Нижнього Дніпра до нового етапу існування у якому відбувається формування нових гідрологічних об'єктів та активна їх перебудова [23]. Перерозподіл витрат води у русловій мережі через зниження об'ємів водозабору на народногосподарське споживання та припинення пікового режиму надходження вод до пониззя Дніпра змінили умови існування гідробіотів і ключові фактори функціонування заплавної річки [1, 2, 22, 26, 28].

З огляду на це, метою наших досліджень було оцінити зміни зовнішнього водообміну заплавної водойм пониззя Дніпра спричинені руйнуванням греблі Каховської ГЕС та визначити можливі порушення їхнього екологічного стану внаслідок таких змін.

### Матеріал і методика досліджень

Робота виконувалась в рамках НДР «Оцінка еколого-санітарного стану водойм пониззя Дніпра та розробка методів відновлення їх продукційного потенціалу» (№122U000368, 2022—2024 рр.). При описі особливостей гідробіологічних характеристик окремих типів водойм були використані дані регулярних експедиційних досліджень співробітників Херсонської гідробіологічної станції НАН України, що проводились у теплий період року (весна — травень, літо — липень — серпень, осінь — жовтень) впродовж 2009—2022 рр. частково доповнені літературними даними [11—13, 25—27].

Період зовнішнього водообміну заплавної водойм ( $\tau$ ) визначали як відношення загального об'єму води, що міститься у окремій водоймі ( $W_{\text{оз}}$ , млн. м<sup>3</sup>), до об'єму добового зовнішнього притоку з руслової мережі Дніпра ( $W_{\text{пр}}$ , млн. м<sup>3</sup>) [15]:

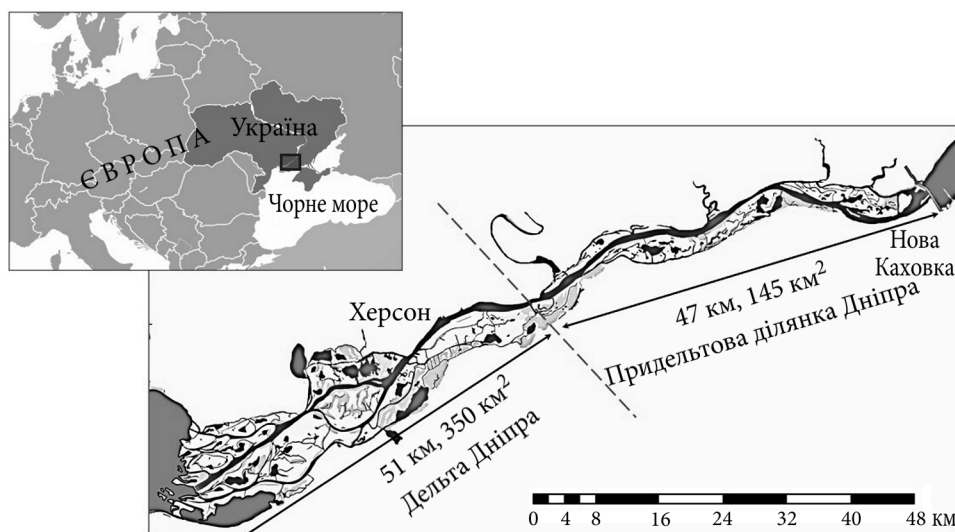


Рисунок. Гідрографічна мережа та морфологічні ділянки пониззя Дніпра

$$\tau = \frac{W_{\text{оз.}}}{W_{\text{пр.}}}$$

Добовий притік розраховували за формулою:

$$W_{\text{пр}} = f_{\text{оз.}} \Delta H_{\text{оз.}}$$

де  $f_{\text{оз.}}$  — площа водойми,  $\text{м}^2$ ,  $\Delta H_{\text{оз.}}$  — зміна рівня води у ній за розрахункову одиницю часу, м. Величина коливання рівня води у водоймах заплавного типу пропорційна таким на ділянці основного русла річки в місці з'єднання з водоймою ( $\Delta H_{\text{р}}$ ) та має залежність виду:

$$\Delta H_{\text{оз.}} = k_{\text{оз.}} \Delta H_{\text{р.}}$$

де  $k_{\text{оз.}}$  — емпіричний коефіцієнт доступності водойми, що визначається загальним опором протоки, якою вона з'єднується з русловою мережею і може бути виражений через загальний модуль опору  $F_{\text{пр}}$  наступним рівнянням [17]:

$$k_{\text{оз.}} = 0,055 F_{\text{пр}}^{-0,205}$$

Розрахунок загального модулю опору проводили за морфологічними параметрами протоки:

$$F_{\text{пр}} = l n^2 / b^2 h_{\text{пр}}^{3,33}$$

де  $l$ ,  $b$ ,  $h_{\text{пр}}$ ,  $n$  — довжина, ширина, середня глибина, м, та коефіцієнт шорсткості протоки. Через суттєві внутрішньорічні коливання значень

коефіцієнта шорсткості проток в межах пониззя Дніпра для контрольних розрахунків приймали постійне значення  $n = 0,03$ .

Розрахунки періодів зовнішнього водообміну заплавних водойм пониззя Дніпра проводили за два періоди: умовно-сталий (початок ХХІ ст.) — з 2001 р. по червень 2023 р. та сучасний (після руйнування Каховської ГЕС) — з червня 2023 р. по кінець 2025 р. Матеріалом для розрахунків слугували відомості щодо добового вироблення електроенергії Каховською ГЕС за 2001—2021 рр., які використано для визначення внутрішньодобових коливань рівня та витрат води у нижньому б'єфі. Період 2022—2025 рр. було доповнено даними Каховської гідрометеорологічної обсерваторії. Аналіз та обробку матеріалів проводили згідно із загальноприйнятими в гідрології та гідроекології методами [3, 9, 10]. Статистичний аналіз виконували з використанням стандартних методів [19], рівень значущості приймали  $\alpha = 0,05$ .

### Результати досліджень та їх обговорення

Одним з найбільш значущих факторів, який майже повністю зник у водній системі пониззя Дніпра зі знищенням Каховської ГЕС, є періодичні добові коливання рівня води у русловій мережі. Цей фактор, після введення в дію Каховського гідровузла був ключовим у формуванні екологічного стану всього комплексу заплавних водойм пониззя річки до початку 20-х років нинішнього століття. Саме ці знакозмінні протягом доби коливання рівня води багато десятиліть забезпечували інтенсивний водообмін між русловою мережею та заплавною частиною [29], що складається з мережі невеликих проток та чисельних водойм.

На початку нинішнього століття в пониззі Дніпра нараховувалось близько 160 заплавних водойм загальною площею понад 72 км<sup>2</sup>, у яких містилось близько 80—85 млн. м<sup>3</sup> води. Наявність короткострокових антропогенно зумовлених коливань рівня води забезпечувала повну зміну водних мас у них в середньому за 10—13 діб [29]. Період зовнішнього водообміну по окремих водоймах змінювався від 2 до 27 діб, що формувало у них характерний екологічний стан. Відповідно до цього виділяли три групи водойм [15]: зі швидким (до 3 діб), помірним (3—15 діб) та зі сповільненим (більше 15 діб) водообміном (табл. 1).

Відповідно до інтенсивності зміни водних мас на нові у водоймах регіону формується їхній екологічний стан, біологічне різноманіття та продуктивність (табл. 2).

У водоймах зі швидким зовнішнім водообміном екологічні умови близькі до річкового типу екосистем. Розвиток фітопланктону та зоопланктону не великий. Макрозообентос у водоймах цього типу відрізнявся значним видовим багатством та розвитком понто-каспійської фауни. Ложе таких водойм вільне від макрофітів, які можуть бути представлені поодинокими куртинами на мілководних ділянках. Через швидку зміну водних мас накопичення надлишкових органічних речовин не відбувається, донні відклади представлені добре промитим піском.

Таблиця 1

## Класифікація заплавних водойм пониззя Дніпра за періодом зовнішнього водообміну

Групи водойм за водообміном	Типові водойми групи	Період зовнішнього водообміну, доба	Частка від загальної кількості, %
I. Швидкий	Сабецький Лиман, Фролово, Казначиївський лиман	3	8
II. Помірний	Кругле, Глухий Лиман, Біле, Голубов Лиман, Стеблівський Лиман, Кардашинський Лиман, Краснюкове, Золоте, Дідове та ін.	3—15	76
III. Сповільнений	Закитне, Назарово-Погоріле, Олексіївський Лиман та ін.	15	16

Таблиця 2

## Окремі гідробіологічні показники заплавних водойм пониззя Дніпра з різною інтенсивністю зовнішнього водообміну

Показники	Інтенсивність зовнішнього водообміну, діб		
	< 3	3—15	> 15
Фітопланктон			
Чисельність, млн. кл/дм <sup>3</sup>	2,9±2,7	24,9±21,3	0,9±0,4
Біомаса, мг/дм <sup>3</sup>	0,759±0,632	5,508±4,011	0,684±0,265
Зоопланктон			
Чисельність, тис. екз/м <sup>3</sup>	3,7—82,6	51,4—330,2	41,5—61,7
Біомаса, г/м <sup>3</sup>	0,07—0,86	0,48—2,52	0,36—0,65
Макрозообентос			
Кількість фауністичних груп	3—7	2—5	1—2
Кількість видів на пробу	10—20	5—10	2—4
Понто-каспійські види	4—6	1—3	0
Біомаса, г/м <sup>3</sup>	50—120	5—350	3—7
Макрофіти			
Фітомаса, кг/м <sup>2</sup>	0,42±0,16	0,50±0,22	0,72±0,12
Продукція вищої водної рослинності, кг/м <sup>2</sup>	0,3—0,5	0,2—0,5	0,1—0,2
Іхтіофауна			
Кількість молоді промислових риб, екз/м <sup>2</sup>	0,627±0,194	1,143±0,782	0,177±0,120

П р и м і т к а. Дані в табл. 2 наведено за авторськими матеріалами натурних спостережень 2009—2022 рр. та, частково, на основі праць [11—13, 25—27].

До другої групи водойм — з помірним зовнішнім водообміном, відносяться високопродуктивні водойми, зі значним ступенем розвитку планктонних організмів. Бентосні організми характеризуються високим таксономічним різноманіттям та поодиноким траплянням понто-каспійських видів. За біологічними показниками екологічний стан водойм з періодом зовнішнього водообміну 5—9 діб характеризується як добрий [7].

Третя група включає водойми зі сповільненим водообміном, які характеризуються більш або менш чітко вираженими ознаками дистрофії їхніх водних екосистем. Фітопланктон і зоопланктон у водоймах такого типу значного розвитку не досягають, видовий склад їх збіднілий. Макрозообентос можна охарактеризувати як збіднілий, представники понто-каспійської фауни відсутні. Донні відклади були представлені потужним шаром (0,7—1,8 м) дрібнофракційного органічно насиченого мулу вкритого на поверхні рослинним детритом. Внаслідок накопичення значної кількості органічних та біогенних речовин у водоймах III групи влітку утворюється несприятливий газовий режим — відмічається дефіцит розчиненого у воді кисню та збільшення кількості вуглекислого газу і сірководню [24]. Трофність таких водойм теж низька через невисокі градації гідробіологічних показників.

У нинішній час водообмінні процеси придаткової мережі суттєво сповільнились, що призвело до значного перерозподілу кількості водойм I, II та III груп. Це відбулось через руйнування Каховської ГЕС і, відповідно, зникнення щодобових коливань рівня води у водній системі, які генерувались нею в результаті пікової подачі вод з періодичністю один-два рази на добу. За нинішніх умов відмітки рівня у водній системі впродовж доби майже не змінюються (табл. 3).

Найбільш суттєве скорочення амплітуди добових коливань рівня води після підризу Каховської ГЕС зареєстровано на придельтовій ділянці пониззя Дніпра (0—60 км від м. Нова Каховка), на якій за часів роботи гідровузла, навпаки, відмічалися найбільші їх значення. В межах дельти Дніпра добові коливання рівня води також знизились, однак на цій ділянці лишився значний вплив природних денівеляцій рівня води Дніпровсько-Бузького лиману. Через це у дельті річки скорочення добових амплітуд рівня води у нинішній час не таке значне і становить 45—50 % від тих, які були до підризу Каховської ГЕС. На придельтовій ділянці пониззя Дніпра таке скорочення амплітуд склало 90—95 %.

Оскільки значення знакозмінних впродовж доби коливань рівня води, що є основним фактором, завдяки якому реалізується механізм водообміну між русловою і придатковою мережею, знизились, то і притік свіжої дніпровської води до чисельних заплавних водойм регіону дослідження також суттєво скоротився, збільшились періоди водообміну (табл. 4).

Результати розрахунків нормальних значень періодів зовнішнього водообміну заплавних водойм пониззя Дніпра за методикою [15] показав-

Таблиця 3

## Добові коливання рівня води у русловій мережі пониззя Дніпра до і після руйнування Каховської ГЕС

Відстань від м. Нова Каховка, км	Добова амплітуда коливання рівня води, м	
	до руйнування ГЕС (2001—2022 рр.)	після руйнування ГЕС (2023—2025 рр.)
0	0,94—1,04	0,03—0,05
10	0,70—0,77	0,02—0,04
20	0,52—0,57	0,02—0,04
30	0,38—0,43	0,02—0,04
40	0,28—0,31	0,02—0,04
50	0,24—0,26	0,03—0,05
60	0,20—0,22	0,04—0,06
70	0,18—0,20	0,05—0,07
80	0,18—0,20	0,09—0,11
90	0,20—0,22	0,11—0,13

ли, що час перебування води у них після руйнування Каховської ГЕС суттєво збільшився проти того, який відмічався тут на початку ХХІ ст.

Найбільшого впливу Каховської катастрофи зазнали водойми, що розташовані на придельтовій ділянці пониззя Дніпра. Зникнення щодобових коливань рівня води і, відповідно, суттєве скорочення об'ємів надходження прісних вод до водойм призвело до збільшення періоду їхнього водообміну у нинішній час на 248—748 % від тих значень, які забезпечував режим роботи Каховської ГЕС. Зовнішній водообмін водойм дельти Дніпра також погіршився, однак, завдяки дії природних денівеляцій рівня води з Дніпровсько-Бузького лиману, скорочення періодів водообміну тут становить 46—200 % (див. табл. 4).

Насьогодні майже всі заплавні водойми пониззя Дніпра, за класифікацією наведеною у табл. 1, перейшли до групи водойм зі сповільненим водообміном (ІІІ група). Співвідношення груп водойм на початку століття було: І — 8 %, ІІ — 76 %, ІІІ — 16 %. У нинішній час ІІІ група є переважною і включає в себе 81 % заплавних водойм, 19 % складають окремі водойми дельти Дніпра, водообмін у яких зберігся на рівні помірного (ІІ група), водойм з І групи (зі швидким зовнішнім водообміном) в регіоні досліджень не лишилось (табл. 5).

Через тісний зв'язок інтенсивності зовнішнього водообміну з біотичними та абіотичними компонентами заплавних водойм пониззя Дніпра, що неодноразово було описано, наприклад у працях [6, 8, 11, 13, 15, 18, 21, 24, 27], зміни цієї величини можуть виступати як прогностичний пара-

Таблиця 4

**Збільшення періоду зовнішнього водообміну типових заплавних водойм  
понижзя Дніпра після руйнування Каховської ГЕС**

Водойми		Періоди зовнішнього водообміну, доба		Збільшен- ня періоду водо- обміну, %
		до руйнування ГЕС (2001—2022 рр.)	після руйнуван- ня ГЕС (2023—2025 рр.)	
Придельтова ділянка Дніпра	оз. Довге	14,34	119,40	733
	оз. Хрещате	14,07	117,17	733
	оз. Кругле	16,93	143,52	748
	Верхній-Сабє- цький Лиман	14,14	117,68	732
	Нижній-Сабє- цький Лиман	2,45	20,40	733
	оз. Великі Дуп- лечі	14,33	117,89	723
	оз. Малі Дуп- лечі	25,83	207,91	705
	оз. Лебедине	15,74	125,50	698
	Казначіївський Лиман	3,50	27,02	672
	Фроловський Лиман	3,58	27,02	655
	Олексіївський Лиман	7,84	29,52	277
	Голубов Лиман	5,33	20,70	288
	оз. Вчорашнє	7,19	27,91	288
	оз. Бурякове	13,01	45,33	248
	оз. Дикеньке	13,15	47,35	260
	Дельта Дніпра	оз. Полякове	10,64	31,31
Кардашинсь- кий Лиман		8,27	24,70	200
оз. Назаро- во-Погоріле		21,79	61,63	183
оз. Закитне		8,92	26,13	193
оз. Скадовськ- Погоріле		18,92	53,51	183
оз. Рогозовате		13,95	39,47	183
	оз. Кругле	7,93	18,42	132

Продовження табл. 4

Водойми		Періоди зовнішнього водообміну, доба		Збільшення періоду водообміну, %
		до руйнування ГЕС (2001—2022 рр.)	після руйнування ГЕС (2023—2025 рр.)	
	оз. Безмен	9,63	22,25	131
	оз. Чичужне	6,12	13,86	127
	оз. Виноградне	9,58	21,40	123
	оз. Біле	8,39	19,10	128
	оз. Горіле	23,48	52,45	123
	оз. Нижне-Солонецьке	11,33	18,97	68
	оз. Бублиця	6,00	9,70	62
	оз. Нижній Круглик	10,08	17,14	70
	оз. Борщове	11,42	17,04	50
	оз. Золоте	8,06	11,78	46
	оз. Дідове	8,55	12,49	46
	затока Збур'ївський кут	7,30	10,89	50
	оз. Краснюкове	8,39	12,53	50
	оз. Гапка	7,89	11,78	50
	оз. Лягушаче	12,59	21,10	68

Таблиця 5

## Співвідношення кількості груп заплавлених водойм до і після руйнування Каховської ГЕС

Групи водойм за водообміном	Частка водойм від загальної кількості, %	
	до руйнування Каховської ГЕС	після руйнування Каховської ГЕС
I. Швидкий (< 3 діб)	8	0
II. Помірний (3—15 діб)	76	19
III. Сповільнений (>15 діб)	16	81

метр можливих змін їхнього біологічного різноманіття та екологічного стану.

Найбільших гідроекологічних наслідків у найближчі роки зазнають водойми придельтової ділянки Дніпра (0—60 км від Нової Каховки).

Фактична відсутність притоку свіжої води з руслової мережі вже призвела до заростання найбільш проточних водойм регіону і фактичного переходу їх до групи зі сповільненим водообміном. Такі водойми як оз. Фролово, Казначіївський та Підстепний лимани повністю відрізані від руслової мережі, зарослі вищою водною рослинністю та замулені. За два з половиною роки відсутності пікового режиму подачі води площа водного дзеркала оз. Фролове скоротилась більш ніж втричі — з 1,66 км<sup>2</sup> (2022 р.) до 0,51 км<sup>2</sup> (2025 р.). Площа Сабецького лиману, який до руйнування Каховської ГЕС мав період водообміну менше 3 діб, також скоротилась майже втричі. За період відсутності пікових коливань рівня води його площа зменшилась з 1,07 км<sup>2</sup> (2022 р.) до 0,36 км<sup>2</sup> (2025 р.).

Внаслідок втрати гідравлічного зв'язку наведених водойм з руслом Дніпра слід очікувати їх подальше пересихання та заростання. Фактично, і руйнуванням Каховської ГЕС і припиненням пікового режиму подачі води до пониззя Дніпра тут зникла ціла група водойм категорії зі швидким водообміном (до 3 діб), які всі перейшли до групи водних об'єктів із сповільненою зміною водних мас (більшою за 15 діб).

Найменших гідроекологічних змін слід очікувати у водоймах нижньої частини дельти Дніпра (80—90 км від Нової Каховки). Тут, завдяки збереженню природних коливань рівня води Дніпровсько-Бузького лиману, скорочення добових амплітуд становить 50—60 % від тих, що відмічались до руйнування Каховського гідровузла. Через природні коливання рівня води, навіть без урахування штучно згенерованих коливань, забезпечується помірний зовнішній водообмін, і гідроекологічні умови у цих водоймах зберігатимуть характерні ознаки водойм II групи (див. табл. 2).

Отже, через значне сповільнення водообмінних процесів заплавних водойм у пониззі Дніпра, переважно спричинене руйнуванням Каховської ГЕС, у найближчі роки можна очікувати заболочення та пересихання більш ніж 80 % озерного фонду регіону досліджень. Переформування добре проточних водойм на водойми зі сповільненим зовнішнім водообміном може призвести до їхнього швидкого замулення, пересихання, заростання вищою водною рослинністю та порушення зв'язку з русловою мережею. На перших етапах деградації заплавних водойм пониззя Дніпра екологічні умови у них будуть типовими для водойм III групи, основні гідроекологічні характеристики яких наведено вище (див. табл. 2).

Зважаючи на високу продукційну здатність заплавних водойм на фоні потепління клімату процес перетворення водойм на суцільну заболочену місцевість може зайняти близько 7—12 років. В контексті цього, відкладання строків відновлення гідроелектростанції, що буде здатна забезпечувати піковий впродовж доби режим подачі води і необхідні коливання рівня води у русловій та додатковій мережах, може стати критичним фактором подальшого існування переважної більшості заплавних водойм пониззя Дніпра.

## Висновки

Пониззя Дніпра, як важливий елемент екологічної мережі, відіграє вагомий роль у формуванні біорізноманіття Європи та Чорноморського регіону. Каховська катастрофа у червні 2023 р. кардинально змінила фактори функціонування водної системи Нижнього Дніпра, з'явилися нові гідрологічні об'єкти з новими умовами існування гідробіонтів, які, переважно, є несприятливими для нормального розвитку водної фауни та фауни.

Після руйнування Каховської ГЕС у пониззі Дніпра зник основний фактор, що забезпечував відносно швидкий водообмін заплави — щодобові коливання рівня води, згенеровані піковим режимом роботи гідровузла. У нинішній час ці коливання на придельтовій ділянці Дніпра становлять 3—5 см, що становить близько 5 % від тих, які відмічались при піковому режимі. У дельті вони дещо більші через природні денівеляції рівня води у Дніпровсько-Бузькому лимані, які становлять 9—13 см на добу, що вдвічі менше штучно генерованих Каховською ГЕС.

Зміна цього фактору після руйнування Каховської ГЕС спричинила послаблення водообмінних процесів у пониззі Дніпра у 0,5—7,5 разів. Так, водообмін заплавної водойми придельтової ділянки Дніпра знизився на 248—748 %, дельтових — на 46—200 %. На початку XXI ст. водойми зі швидким водообміном становили 8 %, з помірним — 76 %, а зі сповільненим — 16 %. Після руйнування ГЕС водойм з помірним водообміном залишилось лише 19 %, тоді як 81 % перейшло до групи зі сповільненим водообміном. Водойм зі швидким водообміном не залишилось зовсім.

Основні екологічні наслідки послаблення водообміну між русловою мережею і заплавою пониззя Дніпра, на які можна очікувати найближчими роками, включають втрату гідралічного зв'язку водойм з основним руслом через заростання проток, замулення і заростання їхнього ложа та поступове перетворення переважної більшості з них у водні об'єкти з низьким продукційним потенціалом.

### Список використаної літератури

1. Афанасьєв С. О. Про екологічні наслідки руйнування греблі Каховської ГЕС. *Вісн. НАН України*, 2023, № 11. С. 71—80. DOI: <https://doi.org/10.15407/visn2023.11.071>.
2. Бігдан О. В., Шлященко О. Л., Коржов Є. І. Нагальні питання оцінки шкоди завданої інфраструктурі та активам Херсонської області в наслідок затоплення територій у червні 2023 року. Сучасний стан водних екосистем Півдня України та методи їх відновлення у повоєнний період: зб. наук. праць / за ред. Є.І. Коржова. Київ: ТОВ «Франко Пак», 2024. С. 179—185.
3. Гідрологічні розрахунки: підручник / Є.Д. Гопченко, Н.С. Лобода, В.А. Овчарук. Одеса: ТЕС, 2014. 484 с.
4. Кардашинський лиман. Екологічний стан урбанізованих заплавної водойми / за ред. С. В. Овечко. Херсон, 2015. 72 с.
5. Коржов Є.І. Зовнішній водообмін руслової та озерної систем пониззя Дніпра в сучасний період. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*. Київ: Обрії, 2013. Т. 2(29). С. 37—45.

6. Коржов Є.І. Особливості формування донних відкладів водойм пониззя Дніпра з різною інтенсивністю зовнішнього водообміну. *Наукові читання присвячені 95-річчю НАН України*. Вип. 6. Херсон, 2014. С.27—32.
7. Коржов Є.І. Антропогенний вплив на екосистему пониззя Дніпра та можливі шляхи його послаблення. *Наук. праці Укр. наук.-досл. гідрометеорол. ін-ту*. Вип. 267. Київ: Ніка-Центр, 2015. С. 102—108.
8. Кучерява А.М., Коржов Є.І. Формування кількісних показників бактеріопланктону заплавної водойм пониззя Дніпра з різною інтенсивністю зовнішнього водообміну. *Наукові читання, присвячені Дню науки. Екологічні дослідження Дніпровсько-Бузького регіону*. Вип. 12. Херсон, 2019. С. 33—40.
9. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / за ред. В.Д. Романенка. Київ: ЛОГОС, 2006. 108 с.
10. Методи гідрометеорологічних вимірювань (гідрологічні вимірювання) : Навчальний посібник / Є.І. Колодеев, О.М. Гриб. Одеса: ТЕС, 2009. 75 с.
11. Мінаєва Г.М., Коржов Є.І. Формування кількісних показників фітопланктону заплавної водойм гирлової ділянки Дніпра з різною інтенсивністю зовнішнього водообміну. *Наукові читання, присвячені Дню науки. Екологічні дослідження Дніпровсько-Бузького регіону*. Вип. 12. Херсон, 2019. С. 13—27.
12. Овечко С.В. Оцінка екологічного стану водойм пониззя Дніпра за структурно-функціональними показниками вищої водної рослинності. *Наукові читання, присвячені Дню науки. Екологічні дослідження Дніпровсько-Бузького регіону*. Вип. 7. Херсон, 2014. С. 28—33.
13. Правоторов Б.І., Верлатий Д.Б. Структурний склад іхтіоценозів заплавної водойм приморської ділянки нижнього Дніпра в залежності від їх трофності. *Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біологія*. 2005. № 3 (26). С. 35—45.
14. Стеблівський лиман. Екологічний стан урбанізованих заплавної водойм / за ред. В.М. Тімченка, Т.Л. Алексенко. Херсон, 2011. 48 с.
15. Тімченко В.М. Внешний водообмен пойменных водоемов устьевого участка Днепра как фактор управления их экосистемами. *Гидробиол. журн.* 1996. Т. 32, № 5. С. 90—112.
16. Тімченко В.М., Гільман В.Л., Коржов Є.І. Основні фактори погіршення екологічного стану пониззя Дніпра. *Гідрологія, гідрохімія, гідроекологія*. 2011. Т. 3 (24). С. 138—144.
17. Тімченко В.М., Ярошевич А.Е., Колесник М.П. и др. Внешний водообмен пойменных водоемов устьевого участка Днепра. *Гидробиол. журн.* 1989. Т. 25, № 5. С. 62—65.
18. Уманець І.С., Коржов Є.І. Гідролого-геологічні проблеми знищення екосистеми Каховського водосховища. Сучасний стан водних екосистем Півдня України та методи їх відновлення у повоєнний період: зб. наук. праць / за ред. Є.І. Коржова. Київ, 2024. С. 80—86.
19. Школьніий Є.П., Лоева І.Д., Гончарова Л.Д. Обробка та аналіз гідрометеорологічної інформації: підручник. Одеса, 1999. 600 с.
20. Emerald Network. *General Viewer*. URL: <https://emerald.eea.europa.eu/>
21. Korzhov Ye.I. Preliminary data on the formation of the spring zooplankton taxonomic groups in lakes with different intensities of external water exchange. *Proceed. of the 9th Intern. Sci.-pract. Conf. «International scientific innovations in human life»* (March 16—18, 2022). United Kingdom, Manchester, 2022. P. 24—30.
22. Korzhov Ye.I. Changes in the key hydrological factors of the lower reaches of the Dnieper water ecosystems functioning after the Kakhovka hydroelectric power station dam was destroyed. *Erbe der europäischen Wissenschaft: Wirtschaft, Management und Marketing, Tourismus, Medizin, Biologie und Ökologie, Landwirtschaft*. Monografische Reihe «Europäische Wissenschaft». 2024. Buch 27. Teil 4. P. 102—113. DOI: <https://doi.org/10.30890/2709-2313.2024-27-00-028>.
23. Korzhov Ye. Description of the historical stages of the aquatic ecosystems formation in the lower Dnieper section caused by hydrographic changes in the river basin. Collec-

tion of Scientific Papers with the Proceed. 3rd Intern. Sci. and Pract. Conf. «New Horizons in Scientific Research: Challenges and Solutions» (March 31 — April 2, 2025. Marseille, France). European Open Science Space, 2025. P. 69—75.

24. Korzhov Ye.I., Kucheriava A.M. Peculiarities of external water exchange impact on hydrochemical regime of the floodland water bodies of the Lower Dnieper section. *Hydrobiol. J.* 2018. Vol. 54, N 6. P. 104—113. DOI: <https://doi.org/10.1615/HydrobJ.v54.i6.90>.

25. Kutishchev P.S., Heina K.M., Honcharova O.V., Korzhov Ye.I. Zooplankton spatial distribution in the Dnieper-Bug estuary. *Hydrobiol. J.* 2021. Vol. 57, N 6, P. 17—30. DOI: <https://doi.org/10.1615/HydrobJ.v57.i6.20>.

26. Minaieva H.M., Korzhov Ye. . Forecast of changes in algocenoses richness of the Dnieper floodplain after the Kakhovka HEPS dam destruction in the context of food security in southern Ukraine. *The International Community and Ukraine in the Processes of Economic and Civilizational Progress: Current Economic-Technological, Resource, Institutional, Security and Socio-Humanitarian Problems: Scientific monograph.* Riga, Latvia: Baltija Publishing, 2024. Pp. 389—408. DOI: <https://doi.org/10.30525/978-9934-26-480-1-16>.

27. Shevchenko I.V., Korzhov Ye.I., Kutishchev P.S. et al. Effect of abiotic factors upon morphological variability of *Fleuria lacustris* larvae (Diptera, Chironomidae). *Hydrobiol. J.* 2020. Vol. 56, N 5, P. 15—22. DOI: <https://doi.org/10.1615/HydrobJ.v56.i5.20>.

28. Shumilova O., Sukhodolov A., Osadcha N. etc. Environmental effects of the Kakhovka dam destruction by warfare in Ukraine. *Science.* 2025. Vol. 387, N 6739. P. 1181—1186. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.adn8655>

29. Timchenko V.M., Korzhov Ye.I., Guliyeva O.A., Batog S.V. Dynamics of environmentally significant elements of hydrological regime of the lower Dnieper section. *Hydrobiol. J.* 2015. Vol. 51, N 6, P. 75—83. DOI: <https://doi.org/10.1615/HydrobJ.v51.i6.90>.

Надійшла 16.10.2025

Ye.I. Korzhov, PhD (Geogr.), Associate Professor,  
Kherson State Agrarian and Economic University,  
Stritenska Street, 23, Kherson, 73006, Ukraine.  
e-mail: korzhov888@ukr.net  
ORCID: 0000-0003-2677-5296

P.S. Kutishchev, PhD (Biol.), Associate Professor,  
Kherson State Agrarian and Economic University,  
Stritenska Street, 23, Kherson, 73006, Ukraine.  
e-mail: kutishev\_p@ukr.net  
ORCID: 0000-0002-8875-3909

I.V. Shevchenko, Junior Researcher,  
Institute of Marine Biology of the NAS of Ukraine,  
Pushkinska St., 37, Odesa, Ukraine.  
e-mail: eirinheid@ukr.net  
ORCID: 0000-0002-3303-6857

H.M. Minaieva, Junior Researcher,  
Institute of Marine Biology of the NAS of Ukraine,  
Pushkinska St., 37, Odesa, Ukraine.  
e-mail: halinaminaeva@gmail.com  
ORCID: 0009-0003-0008-4363

#### DECREASE IN EXTERNAL WATER EXCHANGE AND POSSIBLE ECOLOGICAL CHANGES IN THE FLOODPLAIN WATER BODIES OF THE LOWER REACHES OF THE DNIEPER RIVER AS A RESULT OF THE KAKHOVKA HEPS DESTRUCTION

The article highlights the main hydroecological aspects of the cessation of the peak regime of the Dnieper water supply to the lower reaches of the Dnieper River after the destruction of the Kakhovka hydroelectric power station (HEPS) caused by military actions. It

was established that as a result, the daily amplitudes of water level fluctuations in the channel network significantly decreased, which led to a significant slowdown in water exchange between the channel and ancillary networks. At present, the increase in the water exchange period of the lakes of the pre-delta section of the Dnieper area is 248—748 % compared to those observed during the existence of the Kakhovka HEPS. The external water exchange of the Dnieper delta water bodies has also deteriorated, but due to natural differences in water level in the Dnieper-Bug estuary, the reduction in the intensity of water exchange here is 46—200 %. Calculations have shown that the vast majority of water bodies (81 %) currently have a slow water exchange at a level of more than 15 days, 19 % — 3—15 days, there are no water bodies with fast water exchange (faster than 3 days) left. At the beginning of the 21st century, this ratio of water bodies with slow, moderate and fast water exchange was 16, 76 and 8 %, respectively. The main ecological consequences of the total slowdown of the external water exchange of floodplain water bodies in the lower reaches of the Dnieper River caused by military operations and the destruction of the Kakhovka HEPS are considered, typical hydroecological conditions for each group of water bodies are highlighted.

**Keywords:** *ecological state, external water exchange, level regime, floodplain water bodies, lower reaches of the Dnieper River.*

УДК 556.114.556.53 (540)

**Н. БЕЙНЗ**, д. б. н.,  
Відділ Біологічних наук, Університет Хімачал Прадеш,  
Шімла-171005, Індія  
e-mail: nehabains12345@gmail.com

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

## СЕЗОННА ДИНАМІКА ЯКОСТІ ВОДИ ПРИТОКИ РІЧКИ БІАС (ЗАХІДНІ ГІМАЛАЇ, ІНДІЯ)

---

Сезонну динаміку фізико-хімічних параметрів води досліджували у притоці річки Біас у Гімачал-Прадеш (Західні Гімалаї) з метою оцінки ступеня погіршення якості води та визначення джерел забруднення. Зразки води відбирали протягом чотирьох різних сезонів та за стандартними протоколами визначали температуру повітря і води, рН, розчинений кисень, електропровідність, загальні мінералізацію, лужність і жорсткість, вміст хлоридів, фосфатів, нітратів та силікатів. Результати дослідження свідчать про те, що лише температура води та рН послідовно відповідали рекомендованим агентством нормам; всі інші параметри перевищували допустимі межі кожного сезону. Багатодіапазонний тест Дункана (DMRT) (95 % достовірність) підтвердив статистично значущі коливання цих фізико-хімічних показників. Крім того, факторний аналіз з використанням Varimax та кластерний аналіз виявили чіткі сезонні зміни, пов'язуючи коливання головним чином із кількістю опадів, зсувами ґрунту та діяльністю людини. Сезонні тенденції показали пікові концентрації взимку, потім під час мусонів, влітку та після мусонів. За оцінкою індексу якості води (WQI) найгірша якість води спостерігалась під час сезону мусонів, що значною мірою зумовлено надходженням стічних вод та сільськогосподарських стоків, а також ерозією ґрунту, з подальшим зниженням якості води взимку, після мусонів та влітку.

**Ключові слова:** сезонна динаміка, фізико-хімічні параметри, кореляція Пірсона, багатодіапазонний тест Дункана (DMRT), факторний аналіз, кластерний аналіз, індекс якості води (WQI), річка Біас, потік Рана.

### Introduction

Water quality is crucial for sustaining environmental health, especially in regions where freshwater serves as the primary source for drinking, agriculture, and industrial activities. The physiochemical characteristics of river water serve as key indicators of its quality, influencing both human communities and

---

Ц и т у в а н н я: Бейнз Н., Баніал Х.С. Сезонна динаміки якості води притоки річки Біас (Західні Гімалаї, Індія). *Гідробіол. журн.* 2026. Т. 62, № 3. С. 103—124.

ISSN 0375-8990. Гідробіологічний журнал. 2026. 62(3)

103

aquatic life. These water quality parameters can vary seasonally and annually due to a mix of natural processes and human activities, including climate changes, rainfall variations, land-use alterations, and industrial development [18]. This variability is especially significant in mountainous regions such as the Western Himalayas, where freshwater resources are limited and acutely sensitive to seasonal hydrological events like monsoons and snowmelt [21].

The Beas River, an important tributary of the Indus River system, flows through Himachal Pradesh in the northern India. Its waters, along with those of its tributaries, are essential for the Mandi region supporting agricultural, industrial, and residential uses. Water quality in this area is shaped by both natural factors such as precipitation, runoff, and snowmelt and human influences, including agricultural runoff, waste discharge, and hydropower activities [19]. Although the significance of maintaining water quality in the Beas River system is well recognized, there remains a limited understanding of how physiochemical parameters in its tributaries fluctuate seasonally and annually in the Mandi region [17]. These tributaries are affected by a complex mix of seasonal hydrological shifts and anthropogenic pressures. The region undergoes marked seasonal changes with distinct wet and dry periods and climatic variability that directly impacts water quality.

Summers are typically hot and dry leading to lower river flows, while the monsoon season brings heavy rainfall and runoff often increasing turbidity, nutrient loads, and chemical pollutants [4, 22]. Moreover, year-to-year fluctuations in rainfall patterns influenced by global climate change add complexity to the assessment of prolonged patterns in the water quality of the Beas River tributaries [20].

Physiochemical parameters such as pH, temperature, turbidity, dissolved oxygen, total dissolved solids, electrical conductivity, and nutrient concentrations are fundamental indicators of water purity and ecological stability [22]. Among these, temperature plays a pivotal role in regulating dissolved oxygen levels, as warmer water retains less oxygen, which can stress aquatic organisms [21]. The pH of water is of equal significance, as extreme pH values can be harmful to aquatic organisms and impact the solubility and mobility of toxic substances, including heavy metals [9]. In the Beas River system, significant variations in temperature and pH are typically observed during seasonal shifts, particularly during the transition from winter to summer, when snowmelt has a pronounced impact on water temperature.

Dissolved oxygen is a key determinant of water condition, and low dissolved oxygen levels often signal the presence of organic pollution, commonly linked to agricultural runoff, sewage discharge, and heightened microbial activity during warmer periods. Turbidity, reflecting the presence of suspended particles in water, becomes particularly concerning in mountainous areas during the monsoon season. Intense rainfall during this period enhances sediment and nutrient runoff, leading to increased turbidity [7]. Elevated turbidity can hinder light penetration, impairing the growth of aquatic vegetation and disrupting photosynthesis within aquatic ecosystems [19].

Nutrient concentrations especially nitrogen and phosphorus are also crucial for assessing water quality. Excessive nutrient input, often stemming from agricultural runoff, can trigger eutrophication, resulting in harmful algal blooms, degraded water quality, and oxygen depletion [20]. In the tributaries of the Beas River, nutrient levels exhibit seasonal variation, with higher concentrations typically recorded during the monsoon due to increased runoff and soil erosion [22].

The seasonal and inter-annual variability of physiochemical parameters in the Beas River tributaries presents significant challenges for effective water resource management. As pressures on water resources grow due to population expansion, industrial development, and intensified agriculture, understanding these temporal patterns becomes critical for sustainable water use and conservation [21]. Furthermore, climate change-related shifts in temperature and precipitation patterns are expected to intensify existing water quality concerns, such as rising turbidity, nutrient enrichment, and pollutant levels [20].

Previous study [4] examined the relationship between water quality and ichthyofaunal diversity in the Rana Stream. However, there remains a significant gap in the systematic analysis of seasonal variations in physiochemical parameters and their broader implications. The present study seeks to fill this gap by conducting in-depth seasonal evaluation of water quality in the Rana Stream. Utilizing Pearson correlation analysis, varimax-rotated factor analysis, and hierarchical cluster analysis, the study investigates the interrelationships among water quality parameters, identifies potential sources of variation, and evaluates the effects of seasonal changes on overall water quality.

The primary objective of this research is to enhance understanding of the seasonal and inter-annual dynamics of water quality in a tributary of the Beas River located in the Himachal Pradesh region of Western Himalayas. Through multi-seasonal and multi-months monitoring of key physiochemical indicators, the study aims to offer valuable insights into the drivers of water quality fluctuations. These findings are expected to contribute to more informed and sustainable water resource management strategies, supporting the ecological integrity and long-term sustainability of the Beas River system.

## Material and Methods

*Study area.* The Rana stream flows through the Joginder Nagar area in Mandi district, Himachal Pradesh and is known for its steady perennial flow (Figure 1). It begins in the scenic Bir Billing region of Kangra district and travels through the hills before joining the Beas River at Banaruawal, about 27 kilometers from the Joginder Nagar bus stand. This stream is an important resource for the local community. Its water is used for multiple purposes, including irrigation and fish farming. On its right bank, in Joginder Nagar, lies the Mah-seer fish farm an important site for freshwater aquaculture. Along its course, the stream also supports several hydroelectric projects, making it a key contributor to the region's renewable energy supply.

*Sampling design.* The present study employed a stratified systematic sampling approach (Figure 2). Sampling sites were strategically selected along the

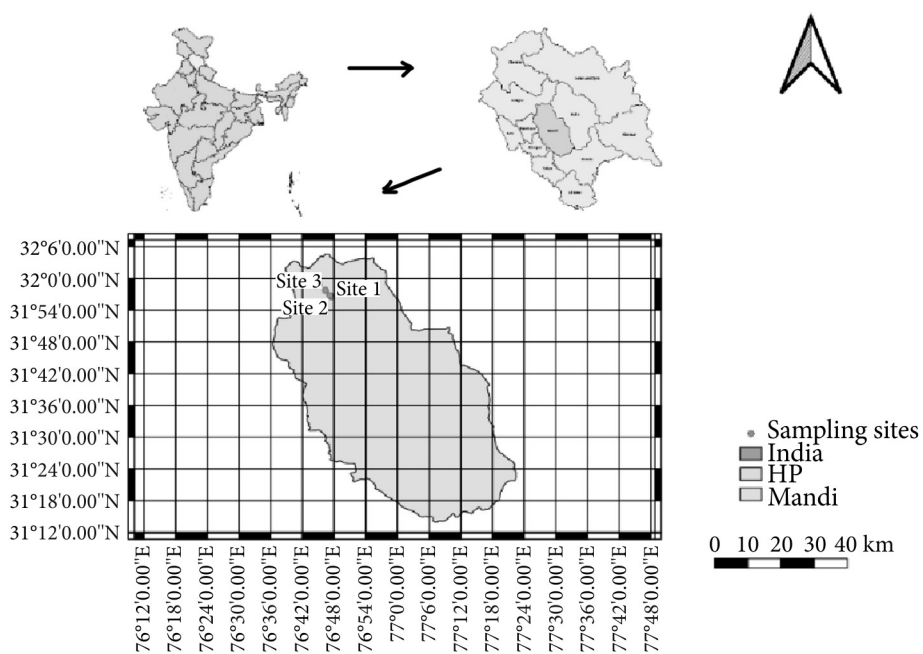


Fig. 1. QGIS map illustrating the study area

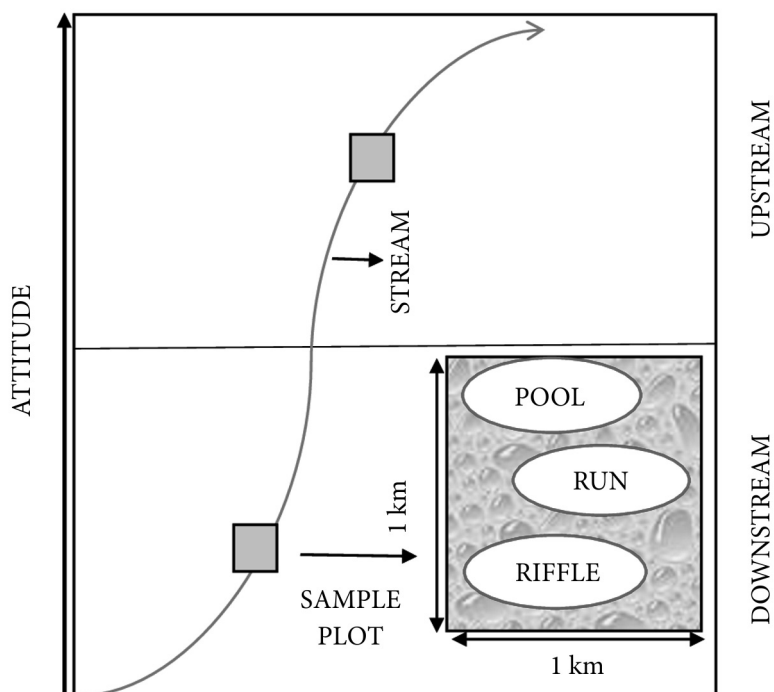


Fig. 2. Sampling design



**Fig. 3.** Map showing the upstream site

stream, including one upstream and two downstream locations. The upstream site was situated adjacent to the Sahib Bandgi Sant Ashram, Jogindernagar ( $31^{\circ}58'12.70''\text{N}$ ,  $76^{\circ}46'9.80''\text{E}$ ) (Figure 3). The two downstream sites were located near the Uhl water reservoir ( $31^{\circ}56'21.49''\text{N}$ ,  $76^{\circ}47'42.48''\text{E}$ ), ( $31^{\circ}57'17.39''\text{N}$ ,  $76^{\circ}46'42.65''\text{E}$ ) (Figure 4). All sample collections were conducted within a 1-kilometer radius of the designated sampling points.

*Water sampling and processing.* Water samples were collected from three designated sites across four distinct seasons: winter (December — February), summer (March — June), monsoon (July — September), and post-monsoon (October — November) (Fig. 5). Approximately 1 L of water was collected at each site during each sampling event. A total of 12 sampling rounds were conducted at 30-day intervals from February 2023 to January 2024. Samples were collected in pre-cleaned, airtight bottles, appropriately labelled with date and site information, and immediately transported to the laboratory for further physiochemical and biological analysis.

*Analytical techniques.* Twelve key physiochemical parameters were selected for analysis: air temperature, water temperature, pH, electrical conductivity (EC), total dissolved solids (TDS), dissolved oxygen (DO), total alkalinity (TA), total hardness (TH), chlorides, phosphates, nitrates, and silicates. Field measurements of EC, TDS, pH, and DO were performed using portable digital meters. Air and water temperatures were recorded using a calibrated thermometer (Thermomate DTM 902, India). EC and TDS were measured with a conductivity meter (Ionix, China), and DO was determined using a digital DO meter (Lutron PDO-519, Taiwan).

Laboratory analyses of total hardness, total alkalinity, chlorides, phosphates, nitrates, and silicates were conducted in accordance with standard proto-



Fig. 4. Map showing the downstream site

cols recommended by the American Public Health Association (APHA) [1]. All measurements were carried out in triplicate to ensure accuracy, and the mean values were used for data interpretation.

### Results and Discussion

*Water physical and chemical characteristics.* The physiochemical parameters, including air temperature, water temperature, pH, total dissolved solids, electrical conductivity, dissolved oxygen, alkalinity, total hardness, chlorides, phosphates, nitrates, and silicates, were measured at both upstream and downstream sites across different seasons, as detailed in Table 2. Table 1 represents the evaluation of water quality parameters in relation to the standards for human consumption, household activities, and agro-based applications.

Table 3 demonstrates the seasonal variation analysis of water quality parameters applying Duncan's Multiple Range Test (DMRT) at a 95 % confidence level. Table 4 represents the Water Quality Index (WQI). Temporal variation of physiochemical properties of water is presented in (Figure 6).

The mean air temperature of the collected water samples at the upstream and downstream sites ranged from 16.70 °C to 36.40 °C (Figure 6). In comparison, a range of 13 °C to 29 °C was reported previously [2], with the present study observing higher values. Seasonal mean air temperatures for the four seasons winter, summer, monsoon, and post-monsoon were  $20.62 \pm 6.32$  °C,  $29.69 \pm 6.74$  °C,  $29.92 \pm 4.65$  °C, and  $22.38 \pm 3.43$  °C, respectively (Table 2).

The lowest seasonal air temperature ( $19 \pm 1.35$  °C) was recorded during winter at point B, while the highest temperature ( $33.7 \pm 2.86$  °C) was observed in the monsoon season at the same location. Results from the paired t-test indicated no significant differences among the seasonal air temperature values at a

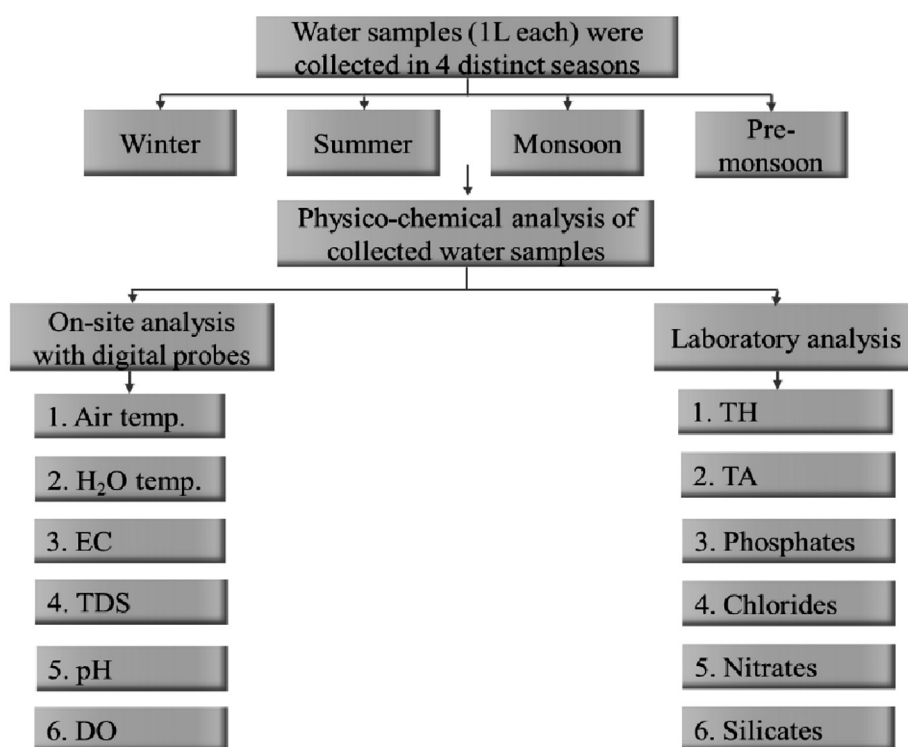
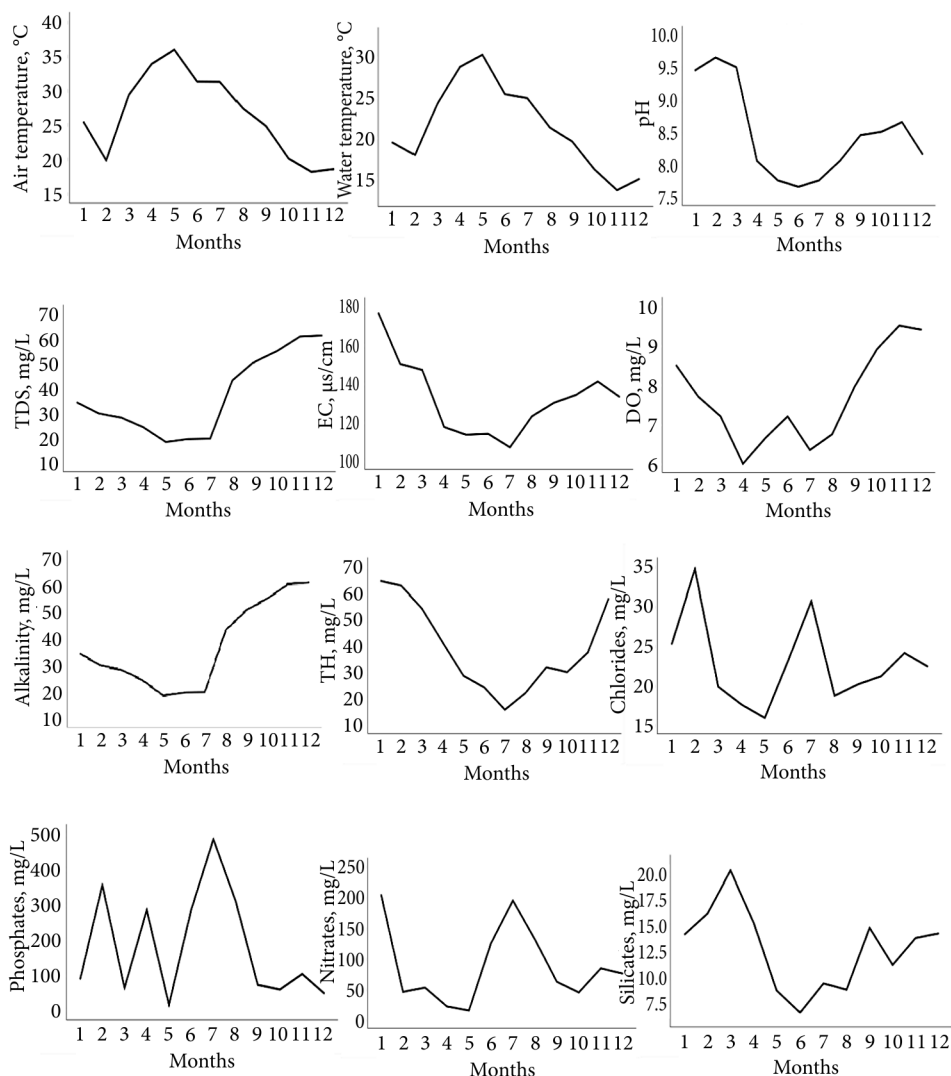


Fig. 5. Strategy of water sampling and their study

95 % confidence interval, with the exception of the comparison between the post-monsoon and monsoon seasons ( $p = 0.019$ ) (Table 3).

The mean water temperature ranged from 12.10 °C to 30.40 °C (Figure 6). Water temperatures ranging from 11 °C to 24 °C [2] were lower than the values observed in the present study. Similarly, water temperatures ranging from 4 °C to 18 °C were also reported [13]. Temperature is a critical environmental factor that directly influences various aquatic processes in ecosystems. It plays a significant role in regulating the self-purification capacity of rivers and reservoirs, making it a key physical parameter in aquatic ecosystems.

The seasonal mean water temperatures, along with their respective variations, for the four seasons were  $15.90 \pm 4.34$  °C in winter,  $25.30 \pm 5.36$  °C in summer,  $23.85 \pm 2.33$  °C in monsoon, and  $17.75 \pm 2.10$  °C in post-monsoon (Table 2). In the duration of summer and monsoon seasons, the observed values met the standards set by the World Health Organization (WHO) [25], the United States Environmental Protection Agency (USEPA) [24], and the Department of Public Health Engineering (DPHE) [11] (Table 1). However, the seasonal water temperatures during winter and post-monsoon periods were lower than the standard limits. The lowest seasonal water temperature ( $15.17 \pm 0.91$  °C) was recorded in winter at point B, while the highest ( $26.23 \pm 4.59$  °C) was obser-



**Fig. 6.** Temporal variation of physiochemical properties of water in the Rana stream from February 2023 to January 2024

ved in the summer season at point A. Water temperature increased with the lengthening of daylight hours.

Results from the paired t-test revealed significant differences among the seasonal water temperature values at a 95 % confidence interval, with the exceptions of three contrasts (winter vs. post-monsoon, summer vs. monsoon, and summer vs. post-monsoon). The p-values for the significant contrasts (winter vs. monsoon, winter vs. summer, and post-monsoon vs. monsoon) were all below 0.05 (Table 3).

The mean pH of the collected water samples ranged from 7.2 to 9.9. A pH range of 6.3—7.99 [13] was lower than the findings of the present study. The ty-

Table 1

**Water quality parameters in relation to the standards for human consumption, household activities, and agro-based applications**

Parameters	Guideline value	Standard compliance across seasons and sites							
		<u>W</u>		<u>S</u>		<u>M</u>		<u>PM</u>	
		A	B	A	B	A	B	A	B
Water temperature (°C)	20—30 <sup>b</sup> , 25 <sup>d</sup>			Y	Y	Y	Y		
pH	6.5—8.5 <sup>abd</sup>		Y			Y	Y		Y
TDS (mg/L)	500 <sup>ad</sup> , 600 <sup>bc</sup>								
EC (µs/cm)	1000 <sup>bd</sup> , 2000 <sup>c</sup>								
DO (mg/L)	6 <sup>b</sup> , 5 <sup>c</sup>								
Alkalinity (mg/L)	200 <sup>a</sup> , 120 <sup>c</sup>								
TH (mg/L)	200 <sup>a</sup> , 300 <sup>c</sup>								
Chlorides (mg/L)	250 <sup>abcd</sup>								
Phosphates (mg/L)	1.5 <sup>c</sup>								
Nitrates (mg/L)	45 <sup>a</sup> , 50 <sup>c</sup>								

**Note.** «a», «b», «c», and «d» denote [8, 25, 26, 27, 24], respectively; and «Y» signifies that water quality variables match the required guidelines. «W», «S», «M» and «PM» denotes winter, summer, monsoon and post-monsoon seasons. «A» and «B» denotes upstream and downstream sites respectively.

pical pH range for surface water systems is between 6.5 and 8.5, with the optimal range for irrigation and fish culture being 6.5 to 8.0 [10].

Seasonal mean pH values reflecting their variation across the four seasons were 8.75±0.91 in winter, 8.74±0.96 in summer, 7.82±0.21 in monsoon, and 8.48±0.33 in post-monsoon (Table 2). During the monsoon and post-monsoon seasons, the pH values met the standards set by the Department of Environment in India (DoE) [10], the Bureau of Indian Standards (BIS) [8], the USEPA [24], the World Health Organization (WHO) [25—27], and the Department of Public Health Engineering (DPHE) [11] (Table 1). However, during the winter and summer seasons, pH values were above the recommended limits. The lowest seasonal pH was recorded in the monsoon season (7.77±0.31) at point A, while the highest pH value of 9.03±0.06 was observed during winter at point A.

Results from the paired t-test revealed significant seasonal variation in pH values, with exceptions noted for two contrasts (winter vs. post-monsoon and winter vs. summer). The p-values for the significant contrasts (winter vs. monsoon, summer vs. monsoon, summer vs. post-monsoon, and post-monsoon vs. monsoon) were 0.05, 0.030, 0.002, and 0.031, respectively (Table 2).

The mean total dissolved solids (TDS) in the collected water samples varied from 21 to 94 mg/L. The TDS values 102—147 mg/L from Beru stream of Mandi district [5] were higher than those in the present study. The permissible

**Table 2**  
**Mean values and standard deviations of physiochemical properties of the Rana stream across four different seasons measured at three sites**  
 (February 2023 to January 2024)

Season	Air temperature (°C)	Water temperature (°C)	pH	TDS (mg/L)	EC (µS/cm)	DO (mg/L)	Alkalinity (mg/L)	TH (mg/L)	Chlorides (mg/L)	Phosphates (mg/L)	Nitrates (mg/L)	Silicates (mg/L)
Winter	20.62± 6.32	15.90± 4.34	8.75± 0.91	70.17± 15.38	150.17± 28.00	9.13± 0.60	51.99± 17.15	53.32± 17.19	23.92± 3.78	0.08± 0.03	0.12± 0.10	14.08± 3.71
Summer	29.69± 6.74	25.30± 5.36	8.74± 0.96	67.13± 13.03	132.00± 27.71	7.11± 0.85	25.22± 6.46	46.70± 14.46	22.01± 10.72	0.18± 0.21	0.03± 0.02	15.14± 5.48
Monsoon	29.92± 4.65	23.85± 2.33	7.82± 0.21	33.00± 10.33	114.67± 8.73	6.77± 1.01	27.50± 18.58	20.68± 8.79	24.17± 12.30	0.36± 0.28	0.15± 0.09	8.27± 1.65
Post-monsoon	22.38± 3.43	17.75± 2.10	8.48± 0.33	45.00± 5.42	132.00± 9.80	8.43± 0.92	52.85± 23.45	30.93± 4.41	20.68± 6.31	0.07± 0.02	0.05± 0.01	13.01± 2.20

limits for TDS concentration in surface water for drinking purposes are 500 mg/L according to [8, 24], and 600 mg/L as per [11, 25–27].

The seasonal mean TDS values reflecting seasonal variation were 70.17± 15.38 mg/L in winter, 67.13±13.03 mg/L in summer, 33±10.33 mg/L in monsoon, and 45±5.42 mg/L in post-monsoon (Table 2). All seasonal TDS values were below the safe limits recommended by the relevant guideline agencies (Table 1). The lowest seasonal TDS concentration (32.67±4.51 mg/L) was recorded during the monsoon at point A, while the highest value (72.75± 16.76 mg/L) was observed in the summer at point A.

According to the paired t-test, there were significant differences among the seasonal TDS values at a 95 % confidence interval, with exceptions noted for two contrasts (winter vs. summer and post-monsoon vs. monsoon). The p-values for the significant contrasts (winter vs. monsoon, winter vs. post-monsoon, summer vs. monsoon, and summer vs. post-monsoon) were 0.006, 0.017, 0.005, and 0.035, respectively (Table 3).

The mean electrical conductivity (EC) of the collected water samples from both upstream and downstream sites ranged from 106 to 188 µS/cm. An EC range of 78 to 287 µS/cm [12] is consistent with the findings of the present study. Seasonal mean EC values reflecting seasonal variations were 150.17± 28 µS/cm in winter,

Table 3  
Seasonal variation analysis of water quality parameters applying Duncan's Multiple Range Test (DMRT) at a 95 % confidence level

Parameters	Winter v/s Monsoon		Winter v/s Post-Monsoon		Winter v/s Summer		Summer v/s Monsoon		Summer v/s Post-Monsoon		Post-Monsoon v/s Monsoon	
	p value	signifi- cant	p value	signifi- cant	p value	signifi- cant	p value	signifi- cant	p value	signifi- cant	p value	signifi- cant
Air temperature (°C)	0.057	No	0.071	No	0.070	No	0.562	No	0.656	No	0.019	Yes
Water temperature (°C)	0.019	Yes	0.104	No	0.010	Yes	0.943	No	0.361	No	0.005	Yes
pH	0.051	Yes	0.819	No	0.614	No	0.030	Yes	0.002	Yes	0.031	Yes
TDS (mg/L)	0.006	Yes	0.017	Yes	1.000	No	0.005	Yes	0.035	Yes	0.244	No
EC (µs/cm)	0.022	Yes	0.591	No	0.483	No	0.180	No	0.301	No	0.062	No
DO (mg/L)	0.003	Yes	0.077	No	0.004	Yes	0.073	No	0.109	No	0.060	No
Alkalinity (mg/L)	0.131	No	0.249	No	0.021	Yes	0.997	No	0.200	No	0.090	No
TH (mg/L)	0.008	Yes	0.143	No	0.956	No	0.004	Yes	0.006	Yes	0.106	No
Chlorides (mg/L)	0.953	No	0.117	No	0.978	No	0.980	No	0.330	No	0.244	No
Phosphates (mg/L)	0.058	No	0.590	No	0.136	No	0.506	No	0.358	No	0.125	No
Nitrates (mg/L)	0.588	No	0.118	No	0.142	No	0.038	Yes	0.723	No	0.138	No
Silicates (mg/L)	0.029	Yes	0.705	No	0.211	No	0.006	Yes	0.193	No	0.088	No

**Note.** «Yes» indicates that the water quality parameters vary significantly across seasons, while «No» indicates no significant seasonal variation in the parameters.

132±27.71  $\mu\text{S}/\text{cm}$  in summer, 114.67±8.73  $\mu\text{S}/\text{cm}$  in monsoon, and 132±9.80  $\mu\text{S}/\text{cm}$  in post-monsoon (Table 2). According to [11, 24, 26, 27], the maximum permissible EC limits for drinking water are 1000, 2000, and 1000  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , respectively. All observed values were below the established safe limits set by [10, 11, 24—27] (Table 1). The lowest seasonal EC (114±12.17  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) was recorded during the monsoon at point A, while the highest seasonal EC (163.33±10.07  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) was observed during winter at point A. The paired t-test revealed no significant difference among seasonal EC values at a 95 % confidence interval, except for the winter vs. monsoon contrast ( $p = 0.022$ ) (Table 3).

The mean dissolved oxygen (DO) of the collected water samples varied from 5.6 to 9.7 mg/L. The DO range of 8.1—8.8 mg/L [13] falls within the current study findings. Seasonal mean DO values reflecting their variation across the four seasons were 9.13±0.60 mg/L in winter, 7.11±0.85 mg/L in summer, 6.77±1.01 mg/L in monsoon, and 8.43±0.92 mg/L in post-monsoon (Table 2). All DO values were above the permissible limits set by [10, 11, 24, 25—27] (Table 1). The recommended DO concentration for drinking water is > 6 mg/L, for recreational use is 4—5 mg/L, for fish and aquatic life is 4—6 mg/L, and for industrial applications is  $\geq 5$  mg/L [10, 11, 26, 27]. The lowest seasonal DO (5.97±0.35 mg/L) was recorded in the monsoon at point B, and the highest seasonal DO (9.17±0.92 mg/L) was observed during winter at point A. The paired t-test revealed significant differences in seasonal DO values at a 95 % confidence interval, with exceptions for four contrasts (winter vs. post-monsoon, summer vs. monsoon, summer vs. post-monsoon, and post-monsoon vs. monsoon). The p-values for the significant contrasts (winter vs. monsoon and winter vs. summer) were 0.003 and 0.004, respectively (Table 3).

The average alkalinity (TA) of water samples collected from the selected sites varied from 16.50 to 75 mg/L. Alkalinity values between 150 and 236 mg/L [13] were higher than those observed in the current study. According to [10], the permissible limits for alkalinity are 200 mg/L and 120 mg/L according to [26, 27], respectively. Seasonal mean alkalinity values reflecting seasonal variations were 51.99±17.15 mg/L in winter, 25.22±6.46 mg/L in summer, 27.50±18.58 mg/L in monsoon, and 52.85±23.45 mg/L in post-monsoon (Table 2). All values were below the standard limits set by [8, 10, 26, 27]. The lowest seasonal alkalinity (21.23±3.72 mg/L) was recorded in the summer at point B, while the highest seasonal alkalinity (72.50±3.54 mg/L) was reported in the post-monsoon season at point B. Paired t-tests indicated a significant difference only between the winter and summer seasons ( $p = 0.021$ ).

The mean values of total hardness (TH) of the collected water samples ranged from 11 to 76 mg/L (Figure 6). The TH values ranging from 30 to 150 mg/L [3] were higher than in the present study findings. According to [10] the permissible limits for TH are 200 mg/L and according to WHO [26, 27] the permissible limits for TH are 300 mg/L, respectively. Seasonal mean TH values reflecting seasonal variation were 53.32±17.19 mg/L in winter, 46.70±14.46 mg/L in summer, 20.68±8.79 mg/L in monsoon, and 30.93±4.41 mg/L in post-monsoon (Table 2). All values were below the standard limits set by [8, 10, 26, 27]. The lowest seasonal TH (18.33±9.45 mg/L) was documented in the monsoon at

point A, and the highest seasonal TH ( $61.33 \pm 18.90$  mg/L) was documented in the winter season at point B. Paired t-tests revealed significant differences in seasonal TH values, with the exceptions of winter vs. post-monsoon, winter vs. summer, and post-monsoon vs. monsoon. Significant contrasts (winter vs. monsoon, summer vs. monsoon, and summer vs. post-monsoon) produced the p-values of 0.008, 0.004, and 0.006, respectively (Table 3).

The mean chloride content of the sampled water varied from 11.28 to 48 mg/L (Figure 6). Chloride values between 11.28 and 48 mg/L were recorded previously [4]. According to [10, 11, 24, 26, 27], permissible limit for chlorides in water is 250 mg/L. Seasonal mean chloride concentrations reflecting their seasonal variation were  $23.92 \pm 3.78$  mg/L in winter,  $22.01 \pm 10.72$  mg/L in summer,  $24.17 \pm 12.30$  mg/L in monsoon, and  $20.68 \pm 6.31$  mg/L in post-monsoon (Table 2). All readings were below the permissible limits set by [8, 10, 11, 24–27]. The lowest seasonal chloride concentration ( $14.95 \pm 3.53$  mg/L) was documented in the monsoon at point B, and the highest seasonal chloride concentration ( $33.40 \pm 10.49$  mg/L) was documented in the monsoon at point A. Paired t-tests revealed no significant differences in seasonal chloride values at a 95 % confidence interval (Table 3).

The mean phosphate amount of the sampled water fluctuated from 0.01 to 0.83 mg/L (Figure 6). Phosphate concentrations spanning from 0.01 to 0.22 mg/L [16] were lower than the values observed in this study. According to WHO [26, 27], the permissible limit for phosphates is 1.5 mg/L. Seasonal mean phosphate concentrations reflecting seasonal variation were  $0.08 \pm 0.03$  mg/L in winter,  $0.18 \pm 0.21$  mg/L in summer,  $0.36 \pm 0.28$  mg/L in monsoon, and  $0.07 \pm 0.02$  mg/L in post-monsoon (Table 2). All values were below the permissible limit set by [26, 27]. Lowest seasonal phosphate content ( $0.05 \pm 0.02$  mg/L) was recorded in the post-monsoon at point A, while the highest seasonal phosphate concentration ( $0.51 \pm 0.33$  mg/L) was documented in the monsoon season at point B. Paired t-tests revealed no significant differences in phosphate concentrations between seasons at a 95 % confidence interval (Table 3).

The mean nitrate concentration of the sampled water spanned from 0.01 to 0.33 mg/L, which is within the range reported by [12]. According to [8, 10], the acceptable limit for nitrates is 45 mg/L and according to WHO [26, 27] acceptable limit is 50 mg/L. Seasonal mean nitrate concentrations reflecting seasonal variation were  $0.12 \pm 0.10$  mg/L in winter,  $0.03 \pm 0.02$  mg/L in summer,  $0.15 \pm 0.09$  mg/L in monsoon, and  $0.05 \pm 0.01$  mg/L in post-monsoon (Table 2). All values were below the standard limits set by [8, 10, 26, 27]. The lowest seasonal nitrate concentration ( $0.03 \pm 0.02$  mg/L) was recorded in the summer at point A, while the highest seasonal nitrate concentration ( $0.20 \pm 0.11$  mg/L) was documented in the monsoon season at point B. Paired t-tests indicated a significant difference only between summer and monsoon seasons ( $p = 0.021$ ) at a 95 % confidence interval (Table 3).

The mean silicate quantity of the collected samples spanned from 5.38 to 22.31 mg/L (Figure 6). Silicate content values from 0.02 to 0.22 mg/L [2] were lower than the findings of the present study. Seasonal mean silicate concentrations reflecting seasonal variation were  $14.08 \pm 3.71$  mg/L in winter,  $15.14 \pm$

5.48 mg/L in summer,  $8.27 \pm 1.65$  mg/L in monsoon, and  $13.01 \pm 2.20$  mg/L in post-monsoon (Table 2). The lowest seasonal silicate concentration ( $7.69 \pm 2.02$  mg/L) was documented in the monsoon at point A, while the highest seasonal silicate concentration ( $17.28 \pm 1.29$  mg/L) was documented in the winter season at point A. Paired t-tests indicated significant differences in seasonal silicate concentrations, with the exceptions of winter vs. post-monsoon, winter vs. summer, summer vs. post-monsoon, and post-monsoon vs. monsoon. Significant contrasts between winter vs. monsoon and summer vs. monsoon had p-values of 0.029 and 0.006, respectively (Table 3).

*Water Quality Index.* The Water Quality Index (WQI) is a widely used quantitative tool for assessing overall water quality, typically expressed on a scale from 0 to 100. According to standard classification, WQI values between 0–25 indicate «excellent» water quality, 26–50 «good», 51–75 «poor», 76–100 «very poor» and values exceeding 100 denote water that is «unsuitable» for consumption.

For the Rana Stream, WQI values ranged from 47.98 to 53.03, indicating a water quality status that fluctuated between «good» and «poor» (Table 4). The lowest water quality was recorded during the monsoon and winter seasons, while relatively better quality was observed during the summer and post-monsoon periods. The decline in water quality during the monsoon is primarily attributed to the influx of untreated sewage, agricultural runoff, and soil erosion, which intensify with heavy rainfall.

Fig. 7 illustrates the major sources of pollution affecting the water quality. Some of these sources contribute significantly to the degradation of water quality in the region. Contaminated water affects fish reproduction, growth, and can lead to mass die-offs. Many fish species face population decline, leading to their classification as vulnerable or endangered on the IUCN Red List. The IUCN status of fishes in Himachal Pradesh was also discussed [6].

*Correlation coefficient matrix.* Table 5 presents the Pearson correlation coefficients ( $r$ ) for all physicochemical parameters along with their respective significance levels ( $p$ -values). Air temperature correlated significantly in positive way with water temperature ( $r = 0.950^{**}$  and  $p = <0.001$ ) and negatively with DO ( $r = -0.811^{**}$  and  $p = <0.001$ ) and poorly correlated with pH ( $r = -0.446^*$  and  $p = 0.029$ ) and alkalinity ( $r = -0.478^*$  and  $p = 0.018$ ).

Water temperature correlated negatively with pH ( $r = -0.440^*$  and  $p = 0.031$ ), DO ( $r = -0.736^{**}$  and  $p = <0.001$ ) and alkalinity ( $r = -0.617^{**}$  and  $p = 0.001$ ). An inverse correlation of water temperature with pH, likely due to increased decomposition of organic matter at higher temperatures, leading to elevated carbon dioxide levels and a subsequent decrease in pH [7, 14, 15, 23]. According to [13] pH showed positive correlation with TDS ( $r = 0.673^{**}$  and  $p = <0.001$ ), EC ( $r = 0.764^{**}$  and  $p = <0.001$ ), TH ( $r = 0.557^{**}$  and  $p = 0.005$ ), silicates ( $r = 0.682^{**}$  and  $p = <0.001$ ) and negative correlation with air temperature ( $r = -0.446^*$  and  $p = 0.029$ ) and water temperature ( $r = -0.440^*$  and  $p = 0.031$ ).

Total dissolved solids correlated positively with pH ( $r = 0.673^{**}$  and  $p = <0.001$ ), EC ( $r = 0.787^{**}$  and  $p = <0.001$ ), TH ( $r = 0.760^{**}$  and  $p = <0.001$ ), silicates ( $r = 0.619^{**}$  and  $p = 0.001$ ) and negatively with phosphates ( $r = -0.457^*$

Table 4

Water quality Index

Parameters	$S_n$	$W_i$	W		S		M		PM	
			$Q_i$	$W_iQ_i$	$Q_i$	$W_iQ_i$	$Q_i$	$W_iQ_i$	$Q_i$	$W_iQ_i$
pH	8.5	0.12	102.94	11.86	102.82	11.84	92.00	10.60	99.76	11.49
TDS (mg/L)	1000	0.00	7.02	0.01	6.71	0.01	3.30	0.00	4.50	0.00
EC ( $\mu\text{s}/\text{cm}$ )	2000	0.00	7.51	0.00	6.60	0.00	5.73	0.00	6.60	0.00
DO (mg/L)	5	0.20	182.60	35.75	142.20	27.84	135.40	26.51	168.60	33.01
Alkalinity (mg/L)	120	0.01	43.33	0.35	21.02	0.17	22.92	0.19	44.04	0.36
TH (mg/L)	300	0.00	17.77	0.06	15.57	0.05	6.89	0.02	10.31	0.03
Chlorides (mg/l)	250	0.00	9.57	0.04	8.80	0.03	9.67	0.04	8.27	0.03
Phosphates (mg/L)	1.5	0.65	5.33	3.48	12.00	7.83	24.00	15.66	4.67	3.05
Nitrates (mg/L)	50	0.02	0.24	0.00	0.06	0.00	0.30	0.01	0.10	0.00
<b>WQI</b>				<b>51.55</b>	<b>47.78</b>		<b>53.03</b>		<b>47.98</b>	

Note.  $S_n$  — standards for drinking water [25].

and  $p = 0.025$ ). EC had showed positive correlation with pH ( $r = 0.764^{**}$  and  $p = <0.001$ ), TDS ( $r = 0.787^{**}$  and  $p = <0.001$ ), DO ( $r = 0.468^*$  and  $p = 0.021$ ), TH ( $r = 0.528^{**}$  and  $p = 0.008$ ), chlorides ( $r = 0.418^*$  and  $p = 0.042$ ), silicates ( $r = 0.656^{**}$  and  $p = <0.001$ ), and negative correlation with phosphates ( $r = -0.423^*$  and  $p = 0.039$ ). DO correlated positively with EC ( $r = 0.468^*$  and  $p = 0.021$ ), alkalinity ( $r = 0.485^{**}$  and  $p = 0.016$ ), and negative correlation with air temperature ( $r = -0.811^{**}$  and  $p = <0.001$ ), water temperature ( $r = -0.736^{**}$  and  $p = <0.001$ ) and phosphates ( $r = -0.464^{**}$  and  $p = 0.022$ ).

Alkalinity correlated positively with DO ( $r = 0.485^*$  and  $p = 0.016$ ) and negative correlation with air temperature ( $r = -0.478^*$  and  $p = 0.018$ ) and water temperature ( $r = -0.617^{**}$  and  $p = 0.001$ ). TH had showed positive correlation with pH ( $r = 0.557^{**}$  and  $p = 0.005$ ), TDS ( $r = 0.760^{**}$  and  $p = <0.001$ ), EC ( $r = 0.528^{**}$  and  $p = 0.008$ ) and silicates ( $r = 0.513^*$  and  $p = 0.010$ ).

Chlorides correlated positively with EC ( $r = 0.418^*$  and  $p = 0.042$ ) and did not demonstrate any strong inverse relationships with the rest of parameters. Phosphates correlated directly with nitrates ( $r = 0.506^*$  and  $p = 0.012$ ) and negatively with TDS ( $r = -0.457^*$  and  $p = 0.025$ ), EC ( $r = -0.423^*$  and  $p = 0.039$ ), DO ( $r = -0.464^*$  and  $p = 0.022$ ). Nitrates correlated positively with phosphates ( $r = 0.506^*$  and  $p = 0.012$ ) and did not exhibit any prominent relationship with other parameters. Silicates correlated positively with pH ( $r = 0.682^{**}$  and  $p = <0.001$ ), TDS ( $r = 0.619^{**}$  and  $p = 0.001$ ), EC ( $r = 0.656^{**}$  and  $p = <0.001$ ), TH

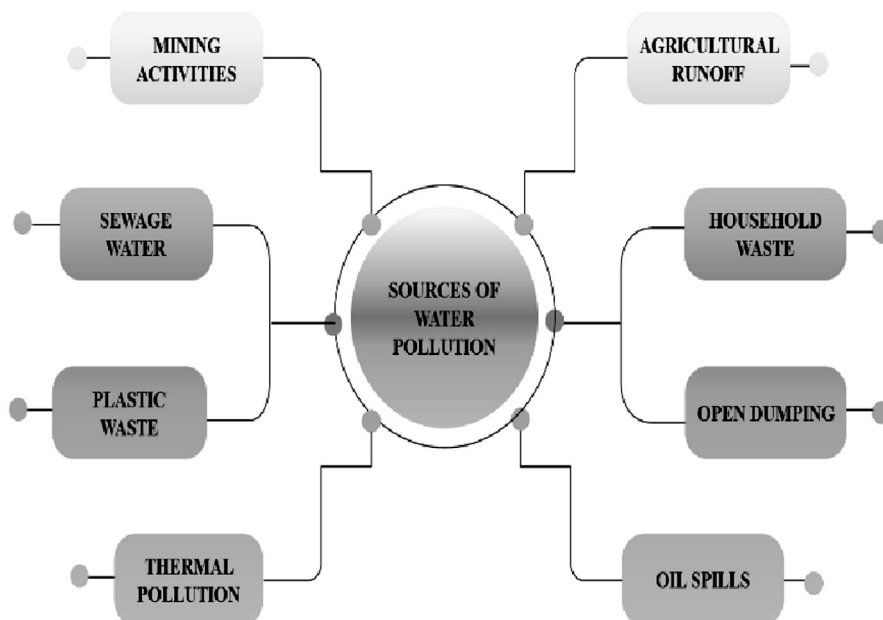


Fig. 7. Different sources of water pollution

( $r = 0.513^*$  and  $p = 0.010$ ). The results of this study indicated that air temperature with water temperature and DO, water temperature with DO and alkalinity, pH with TDS, EC, TH and silicates, TDS with EC, TH and silicates, EC with TH and silicates, DO with alkalinity and phosphates were highly correlated.

*Factor analysis.* Factor analysis, a multivariate statistical technique, was employed to identify underlying relationships among the measured physiochemical variables by reducing them into a smaller set of interpretable factors (Table 6). To enhance interpretability and achieve an optimal factor structure, a varimax rotation was applied. The analysis extracted four principal factors with eigenvalues greater than 1.0, collectively accounting for 82.362 % of the total variance. Specifically, Factor 1 explained 41.007 % of the variance, followed by Factor 2 (19.679 %), Factor 3 (11.714 %), and Factor 4 (9.962 %). Factor 1 exhibited strong positive loadings for total dissolved solids (TDS), pH, electrical conductivity (EC), silicates, and total hardness (TH), indicating a strong positive correlation among these parameters. No significant negative loadings were observed for this factor. Factor 2 showed high positive loadings for dissolved oxygen (DO) and alkalinity, while air and water temperature exhibited negative loadings. This suggests that increases in DO and alkalinity are inversely related to temperature fluctuations. Factor 3 was characterized by high positive loadings for nitrates and phosphates, indicating a shared source or similar behaviour in the aquatic environment. Chlorides displayed a strong positive loading on Factor 4, suggesting a distinct and independent contribution to water quality variability.

Table 5

Correlation among all water quality parameters

Parameter	Correlation coefficients												
	pH	EC	TDS	Alkalinity	TH	H <sub>2</sub> O temp.	DO	Chlorides	Phosphates	Nitrates	Silicates	Air temp.	
pH	1												
EC	0.764**	1											
TDS	0.673**	0.787**	1										
Alkalinity	-0.019	0.073	-0.036	1									
TH	0.557**	0.528**	0.760**	0.112	1								
Water temp.	-0.440*	-0.383	-0.127	-0.617**	-0.288	1							
DO	0.27	0.468*	0.357	0.485*	0.273	-0.736**	1						
Chlorides	0.253	0.418*	0.209	-0.153	0.013	-0.237	0.388	1					
Phosphates	-0.146	-0.423*	-0.457*	-0.202	-0.232	0.168	-0.464*	-0.115	1				
Nitrates	-0.066	-0.061	-0.313	0.215	-0.254	-0.082	-0.228	-0.149	0.506*	1			
Silicates	0.682**	0.656**	0.619**	0.05	0.513*	-0.206	0.163	0.18	-0.288	-0.271	1		
Air temp.	-0.446*	-0.391	-0.188	-0.478*	-0.307	0.950**	-0.811**	-0.397	0.238	0.075	-0.185	1	

Note. \* Correlation is significant at the 0.05 level (2-tailed). \*\* Correlation is significant at the 0.01 level (2-tailed).

Table 6

## Factor analysis of physicochemical parameters using Varimax rotation

Parameter	Factor loading			
	Factor 1	Factor 2	Factor 3	Factor 4
TDS	<b>0.868</b>	0.022	-0.332	0.046
pH	<b>0.863</b>	0.195	0.127	0.22
EC	<b>0.82</b>	0.25	-0.098	0.288
Silicates	<b>0.809</b>	0.024	-0.137	0.042
TH	<b>0.778</b>	0.154	-0.176	-0.201
Water temp.	-0.213	<b>-0.931</b>	-0.097	-0.104
Air temp.	-0.199	<b>-0.891</b>	0.047	-0.282
DO	0.164	<b>0.812</b>	-0.359	0.24
Alkalinity	-0.041	<b>0.788</b>	0.028	-0.448
Nitrates	-0.111	0.118	<b>0.857</b>	-0.138
Phosphates	-0.225	-0.244	<b>0.809</b>	0.048
Chlorides	0.124	0.185	-0.09	<b>0.905</b>
Initial eigenvalue	4.921	2.362	1.406	1.195
Variance explained by each other (%)	41.007	19.679	11.714	9.962
Cumulative variance (%)	41.007	60.686	72.4	82.362

Note. The extraction method used was Principal Component Analysis, and the rotation technique applied was Varimax with Kaiser Normalization. The values in bold highlight the maximum correlations with the corresponding component, helping to identify elements/parameters with similar behavior, their sources, and the interrelationships (positive or negative) within each component.

*Cluster analysis.* Cluster analysis was performed on the normalized dataset using Ward's method, with squared Euclidean distance employed as the similarity measure (Figure 8). In this method, proximity between clusters is defined by the increase in the total within-cluster sum of squares (squared error). Hierarchical cluster analysis (HCA) was applied to evaluate the temporal similarity among the 12 sampling months across the four seasons.

The resulting dendrogram, constructed using Ward's linkage method, revealed three statistically distinct clusters. The first cluster comprised the months of September, October, November, December, and January, corresponding to the late monsoon, post-monsoon, and early winter periods. These months were characterized by moderate to high concentrations of several physicochemical parameters, likely due to the dilution and flushing effects following monsoon rainfall.

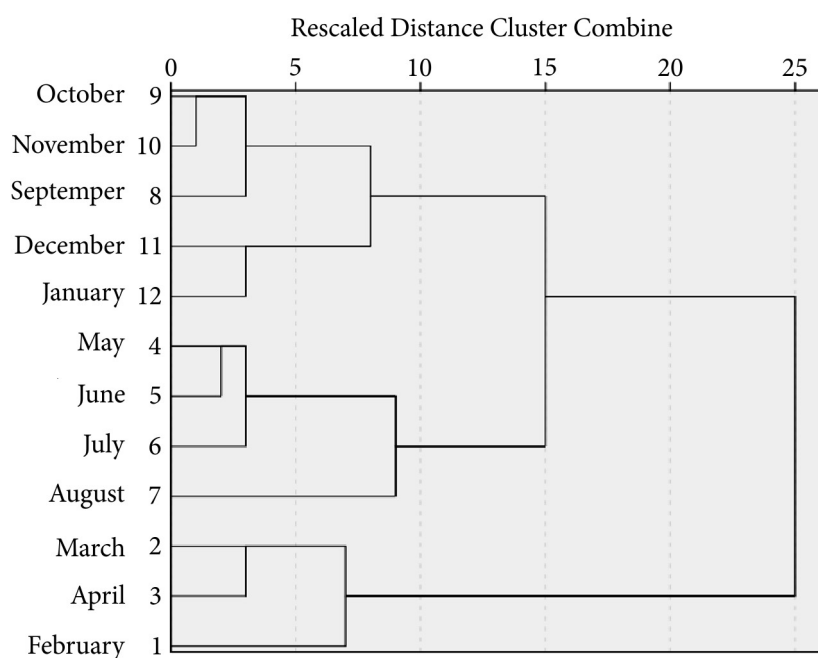


Fig. 8. Dendrogram using hierarchical clustering of sampling months of water sampling

The second cluster included May, June, July, and August, which fall within the late summer and monsoon seasons. These months exhibited low to moderate concentrations of most parameters, which can be attributed to enhanced dilution and runoff caused by increased rainfall and streamflow during the monsoon.

The third cluster encompassed February, March, and April, representing the late winter and early summer seasons. These months showed relatively higher concentrations for more than half of the measured parameters, likely due to reduced water flow and minimal dilution effects. Overall, the analysis indicates that water quality parameters are strongly influenced by seasonal hydrological variations, with higher concentrations generally observed during low-flow periods, and lower concentrations during the high-flow monsoon season.

### Conclusion

This study investigated seasonal variations in water quality to assess the extent of pollution in the Rana Stream. Multivariate statistical techniques, including Pearson's correlation, factor analysis, cluster analysis and WQI were employed to examine the seasonal variations in stream water quality. Physiochemical parameters exhibited notable seasonal fluctuations, with the highest values for most parameters recorded during the winter season, followed by monsoon, summer, and post-monsoon. Specifically, dissolved oxygen, electrical conductivity, pH, total hardness, and silicates reached their highest concentrations during winter. Cluster analysis further revealed that winter and summer months

generally exhibited higher concentrations of more than half of the measured parameters compared to other seasons. In contrast, monsoon months were characterized by higher dilution effects, resulting in lower concentrations for most parameters, while moderate concentrations were observed during the post-monsoon season. The analytical results revealed that, among all measured parameters, only water temperature and pH consistently fell within the permissible limits set by various regulatory agencies, whereas the remaining parameters didn't meet the standard in at least one season.

The Duncan's Multiple Range Test (DMRT) revealed significant contrasts for pH, total dissolved solids, water temperature, total hardness, and dissolved oxygen at a 95 % confidence interval. Notably, pH and TDS exhibited the highest levels of variation, followed by water temperature, total hardness, and dissolved oxygen. These findings suggest that these parameters are particularly sensitive to seasonal changes, directly influencing water quality. Based on the Water Quality Index (WQI) values i.e. 47.98 to 53.03, indicating water quality fluctuated between «good» and «poor». The seasonal variation in water quality, particularly during the monsoon, is largely attributed to the mixing of sewage, agricultural runoff, and eroded soil with the stream water, leading to the poorest water quality in this period, followed by winter, post-monsoon and summer.

To protect water quality and reduce pollution in the stream, comprehensive and sustainable management strategies are essential. These include the proper treatment and disposal of domestic and industrial wastewater, regulation of agricultural runoff through eco-friendly practices, and afforestation to minimize soil erosion. Regular monitoring of water quality parameters and public awareness campaigns are also critical to promoting responsible water use. Implementing these measures will help preserve the ecological integrity of the stream and ensure its suitability for various uses, including irrigation, aquatic life, and recreational activities.

#### Literature Cited

1. APHA. 2012. Standard methods for the examination of water and wastewater. 22nd ed. Washington DC (USA).
2. Awasthi, A. & P. Tamot. 2010. Water quality assessment of three tributaries of Beas drainage system in Himachal Pradesh in upper reaches of Himalayan region. *Biol. Forum* 2(1): 63—66.
3. Bains, N. & H.S. Banyal. 2024. Evaluation of ichthyofaunal diversity and physiochemical parameters of Chulla stream in Mandi district, Himachal Pradesh, India. *Flora & Fauna* 30(2): 367—374. <https://doi.org/10.33451/florafauna.v30i2pp367-374>
4. Bains, N., H.S. Banyal & S. Sharma. 2025. Analysis of diversity and distributional pattern of fish along an altitudinal gradient in the Rana stream, Mandi District, Himachal Pradesh, India with special focus on their relationship with aquatic parameters. *Hydrobiol. J.* 61(1): 28—42. <https://doi.org/10.1615/HydrobJ.v61.i1.30>
5. Bains, N., H.S. Banyal & S. Sharma. 2025. Limnological analysis with main emphasis on the influence of physico-chemical parameters on phytoplankton and fish faunal diversity distributional pattern in Beru stream, Mandi District, Himachal Pradesh (India). *Int. J. Algae* 27(1): 47—74. <https://doi.org/10.1615/InterJAlgae.v27.i1.40>

6. Banyal, H.S. & N. Bains. 2023. An analysis of fish faunal diversity in aquatic resources of Dhauladhar mountain range of Western Himalayas, Himachal Pradesh, India. *Uttar Pradesh J. of Zool.* **44**(23): 372—384. <https://doi.org/10.56557/upjz/2023/v44i233797>
7. Bhatnagar, A. & S.K. Garg. 1998. Environmental impact assessment in river Ghagar in Haryana. *J. Nat. Conserv.* **10**(2): 215—224.
8. BIS. 2012. Indian standard drinking water specification. Bureau of Indian Standards, New Delhi.
9. Bisht, S.S., P. Soni & R.K. Rana. 2022. Seasonal variations in physiochemical properties of water and its implications for aquatic life in the Himalayan region. *Environ. Sci. & Pollut. Res.* **29**(12): 3561—3574. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-1772-4>
10. Department of Environment (DoE). 1997. Environment conservation rules. Department of Environment, Ministry of Environment and Forest. Dhaka, Bangladesh. 212—214 p. <https://faolex.fao.org/docs/pdf/bgd19918.pdf>
11. Department of Public Health Engineering (DPHE). 2019. Guidelines for water quality standards in Bangladesh perspective. Department of Public Health Engineering, Ministry of Health. Dhaka, Bangladesh. <https://www.scirp.org/reference/referencespapers?referenceid=3757417>
12. Husain, M.S., R. Umar & S. Ahmad. 2020. A comparative study of springs and groundwater chemistry of Beas and Parbati valley, Kullu District, Himachal Pradesh, India. *HydroResearch* **3**: 32—47. <https://doi.org/10.1016/j.hydres.2020.04.003>
13. Jindal, R., C. Chawla, D. Singh, A. Shoshta & S. Kaur. 2022. Biomonitoring and water quality evaluation of River Beas in mid Himalayan zone, India. *Curr. Appl. Sci. & Technol.* **22**(5). <https://doi.org/10.55003/cast.2022.05.22.002>
14. Jindal, R. & H. Singh. 2006. *Ecological surveillance of river Beas*. Proceedings Symposium New Trends in Life Sciences: 122—129.
15. Jindal, R. & D. Singh. 2013. Biodiversity of Seer stream (District Bilaspur, H.P.) in relation to hydrobiological factors. *Ecol. Environ. & Conservation* **19**(2): 245—249. <https://www.researchgate.net/publication/262808261>
16. Jindal, R., D. Singh & V.C. Chandel. 2020. Checklist of macroinvertebrates of Binwa, a western Himalayan hill stream, and their role as bioindicator. *Plant Archives* **20**(1): 2674—2677. [https://www.plantarchives.org/SPECIAL\\_%20ISSUE\\_%2020-1/153\\_2674-2677\\_.pdf](https://www.plantarchives.org/SPECIAL_%20ISSUE_%2020-1/153_2674-2677_.pdf)
17. Kaur, A., M. Singh & A. Joshi. 2020. Assessing the impact of seasonal variations on water quality in the Himalayan rivers of India. *Water Res. Management* **34**(8): 2581—2594. <https://doi.org/10.1007/s11269-020-02620-x>
18. Kumar, R., P. Sharma & M. Thakur. 2021. Seasonal and spatial variations in water quality parameters in the Sutlej River, Himachal Pradesh. *Environ. Res. J.* **19**(1): 45—61. <https://doi.org/10.1007/s12088-021-00367-3>
19. Rana, R.K., S.S. Bisht & V. Kumar. 2019. Physiochemical analysis of river water in the Himalayan region: A case study of the River Ganges and its tributaries. *Environ. Sci. & Pollut. Res.* **26**(7): 6837—6846. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-04473-0>
20. Sahu, A.K., M. Pandey & S. Kumar. 2020. Influence of seasonal hydrological changes on river water quality in the Indian Himalayan region: A study on the Ganges River Basin. *Water Quality J.* **14**(2): 100—111. <https://doi.org/10.1007/s10025-020-00283-9>
21. Sharma, R., A. Tiwari & S. Joshi. 2021. Environmental dynamics and water quality assessment of Himalayan river systems in India. *Environ. Pollut. & Management* **42**(3): 210—223. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116101>
22. Singh, S., R. Singh & S. Sharma. 2021. Seasonal fluctuations in water quality of high-altitude rivers in the Indian Himalayas: A comprehensive study. *Environ. Earth Sci.* **80**(4): 1429—1445. <https://doi.org/10.1007/s12665-021-09451-6>
23. Trivedy, R.K., A.C. Shrotri & S.D. Khatavkar. 1990. Physico-chemical characteristics and phytoplankton of the river Panchganga near Kolhapur, Maharashtra. In: *Rivers of India*. /Ed. by R.K. Trivedy. New Delhi, Ashish Publishing House. <https://isca.me/rjcs/Archives/v2/i8/14.ISCA-RJCS-2012-117.pdf>

24. *United States Environmental Protection Agency (USEPA)*. 2012. Edition of the drinking water standards and health advisories. Office of Water, USEPA, Washington, D.C., EPA 822-S-12-001.

25. *World Health Organization (WHO)*. 2011. Guidelines for drinking water quality. 4th ed. World Health Organization. Switzerland, Geneva, [http://apps.who.int/iris/bitstream/10665/44584/1/9789241548151\\_eng.pdf](http://apps.who.int/iris/bitstream/10665/44584/1/9789241548151_eng.pdf)

26. *World Health Organization (WHO)*. 2017. Guidelines for drinking-water quality: Fourth edition incorporating the first addendum. World Health Organization. Switzerland, Geneva.

27. *World Health Organization (WHO)*. 2017. UN-Water global analysis and assessment of sanitation and drinking-water (GLAAS) 2017 report: Financing universal water, sanitation, and hygiene under the Sustainable Development Goals. World Health Organization. Switzerland, Geneva.

Надійшла 28.09.2025

*Neha Bains*

Department of Bio – Sciences  
Himachal Pradesh University, Shimla, 171005, India  
e-mail: nehabains12345@gmail.com

*H.S. Banyal*

Department of Bio – Sciences  
Himachal Pradesh University, Shimla, 171005, India  
e-mail: dr.harinderbanyal@gmail.com

#### SEASONAL DYNAMICS OF WATER QUALITY IN A TRIBUTARY OF THE BEAS RIVER (WESTERN HIMALAYAS, INDIA)

This study examines how physiochemical water parameters fluctuate seasonally in a tributary of the Beas River in Himachal Pradesh (the Western Himalayas), with the goal of assessing the degree of water quality deterioration and pinpointing pollution sources. Water samples were collected across four distinct seasons and analyzed using standard protocols for air and water temperature, pH, dissolved oxygen, electrical conductivity, total dissolved solids, total alkalinity, total hardness, chloride, phosphate, nitrate, and silicate. The findings reveal that only water temperature and pH consistently met agency-recommended guidelines; all other parameters exceeded acceptable limits in every season. Duncan's Multiple Range Test (DMRT) (95% confidence) confirmed statistically significant seasonal variation in these physiochemical indicators. Further, Varimax-rotated factor analysis and cluster analysis identified clear seasonal shifts, linking fluctuations primarily to rainfall, landslides, and human activities. Seasonal trends showed peak concentrations during winter followed by monsoon, summer, and post monsoon. Water Quality Index (WQI) assessments indicated the monsoon season exhibited the poorest water quality, driven largely by sewage inflow, agricultural runoff, and soil erosion, with subsequent declines in winter, post monsoon, and summer.

# Hydrobiological Journal

Number 3

2026

## CONTENTS

### General Hydrobiology

*G.V. Terenko, O.V. Sokolovska, A.F. Krakmalnyi.* Phytoplankton of the northwestern part of the Black Sea in the Odesa region under conditions of a technogenic disaster . . . . . 3

### Aquatic Flora and Fauna

*D.O. Lazariiev, I.V. Zagorodniuk & T.V. Tureiska.* Muskrat in Kyiv water bodies as an example of a successful introducer: review of distribution over the past 25 years . . . . . 18

### Fish Husbandry Hydrobiology and Ichthyology

*R.O. Novitskyi, O.O. Khristov, D.O. Kobayakov, H. V. Hapich, V.V. Kovalenko, Yu.I. Gritsan, H. Harbach & H. Roubik.* Aspects of biological amelioration on the Dnipro-Donbas hydraulic canal (Ukraine). . . . . 34

### Ecological Physiology and Biochemistry of Aquatic Plants

*V.O. Medved' & G.V. Kharchenko.* Pigment indices of phytoplankton of the water bodies of the Golosiyivsky National Nature Park (Ukraine) and assessment of their trophic status. . . . . 55

### Aquatic Toxicology

*L.O. Gorbatiuk, O.O. Pasichna, P.D. Klochenko, M.O. Platonov, T.V. Vitovetska & O.O. Godlevska.* Seasonal changes in content of petroleum products, surfactants and heavy metals in water bodies of the «Golosiivsky» National Nature Park (Ukraine) . . . . . 72

### Ecological Hydrology

*Ye.I. Korzhov, P.S. Kutishchev, I.V. Shevchenko & H.M. Minaieva.* Decrease in external water exchange and possible ecological changes in the floodplain water bodies of the lower reaches of the Dnieper river as a result of the Kakhovka HEPS destruction . . . . . 89

### Hydrochemistry

*Neha Bains & H.S. Banyal.* Seasonal dynamics of water quality in a tributary of the Beas River (Western Himalayas, India) . . . . . 103



Індекс 74115

**ISSN 0375-8990. Гідробіол. журн. 2026. Т. 62, № 3. 1-124**

**Гідробіологічний журнал. Т. 62, № 3, 2026**