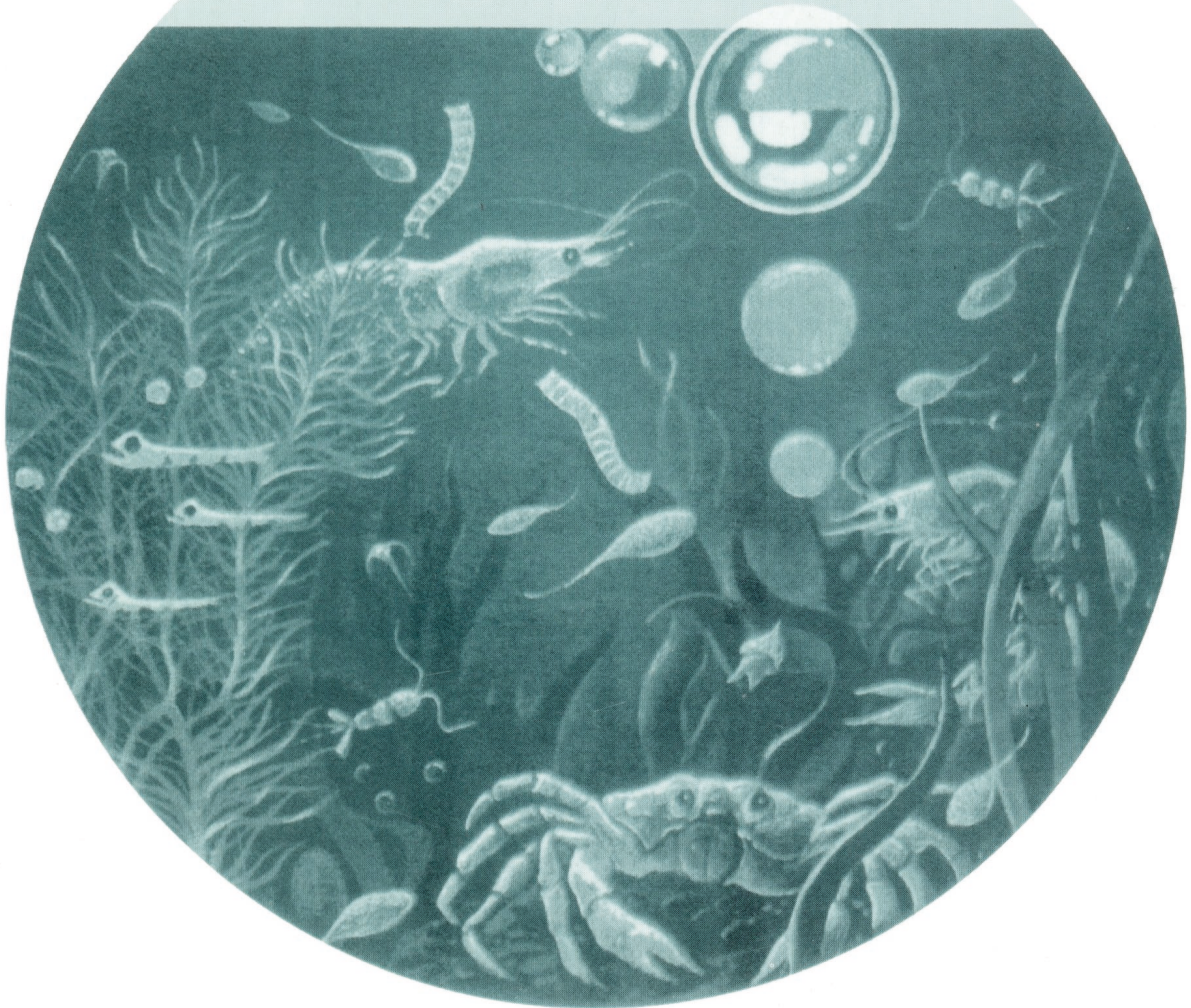


ISSN 0375-8990

ГІДРОБІОЛОГІЧНИЙ ЖУРНАЛ



5(347)

ТОМ 58 • 2022

Засновники: Національна академія наук України та Інститут гідробіології НАН України

Видавець: Інститут гідробіології НАН України

Редакційна колегія

С.О. Афанасьєв, головний редактор, Ін-т гідробіології НАН України; *В.І. Юришинець*, заст. головного редактора, Ін-т гідробіології НАН України; *Л.І. Калініна*, відповідальний секретар редакції, Ін-т гідробіології НАН України; *Р. Банадук*, Ун-т Сібіу, Румунія; *Л. Бурлакова*, Буффало-коледж при Державному Університеті, США; *Д.І. Гудков*, Ін-т гідробіології НАН України; *М.Ю. Євтушенко*, Нац. ун-т біоресурсів і природокористування, Україна; *Йонгтуан Жу*, Ін-т міського середовища Китайської академії наук, КНР; *Б. Здановський*, Ін-т риб. госп. внутр. водойм, м. Ольштин, Польща; *О. Каратаєв*, Центр з вивчення Великих Озер, США; *П.Д. Клоченко*, Ін-т гідробіології НАН України; *Ю.Г. Крот*, Ін-т гідробіології НАН України; *П.М. Линник*, Ін-т гідробіології НАН України; *К. Оболевський*, Ун-т Казіміра Великого, Польща; *О.О. Протасов*, Ін-т гідробіології НАН України; *О.В. Романенко*, Нац. мед. ун-т ім. О.О. Богомольця, Україна; *В.Д. Романенко*, Ін-т гідробіології НАН України; *Я. Слободник*, 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 КВ № 13477-2361ПП від 26.10.2007

Журнал включений до Переліку наукових фахових видань України з призначенням 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.D. Romanenko*, Institute of Hydrobiology, NAS of 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. Toderaş*, Institute of Zoology, Academy of Sciences of Moldova; *Y. Uzunov*, Institute of Biodiversity and Ecosystem Research of Bulgarian Academy of Sciences; *V.M. Yakushin*, Institute of Hydrobiology, NAS of Ukraine; *N.Yu. Yevtushenko*, National University of Life and Environmental Sciences of Ukraine; *B. Zdanowski*, Inland Fisheries Institute, Poland; *Y.G. Zhu*, Institute of Urban Environment, Chinese Academy of Sciences

ГІДРОБІОЛОГІЧНИЙ ЖУРНАЛ

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

5 (347)
том 58 • 2022

ЗМІСТ

Загальна гідробіологія

- Дворецький Т.В., Губанов В.В.* Сезонна динаміка рослинності плавневих екосистем Нижньодністровського НПП на основі даних дистанційного зондування землі супутником Landsat-8 3
- Гулай О.В., Жукорський О.М., Гулай В.В., Ткачук Н.П.* Водорості як природні антагоністи патогенних бактерій у водних екосистемах (експериментальна модель альго-бактеріальних взаємодій) 19
- Шихалєєва Г.М., Еннан А.А.-А., Царенко П.М., Кірюшкіна Г.М.* Таксономічне різноманіття та екологічні характеристики Chlorophyta і Charophyta водойм басейну Куяльницького лиману (Україна, Північно-Західне Причорномор'я) 29
- Прокопук М.С., Зуб Л.М., Березніченко Ю.Г.* Тропічні вселенці *Egeria densa* Planch., *Pistia stratiotes* L., *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms у водних екосистемах м. Києва 45
- Рудик-Леуська Н.Я., Потрохов О.С., Котовська Г.О., Христенко Д.С.* Рівень та температура води як базові чинники забезпечення умов ефективного відтворення аборигенної іхтіофауни Кременчуцького водосховища 62

Водна мікробіологія

- Старосила Є.В.* Структурні та функціональні зміни бактеріального населення озера як реакція на гідротехнічні роботи (на прикладі оз. Опечень Нижне, м. Київ, Україна) 73

Екологічна фізіологія і біохімія водних рослин

- Горбатюк Л.О., Пасічна О.О., Платонов М.О., Бурмістренко С.П., Незбрицька І.М., Вітовецька Т.В.* Особливості впливу нафтопродуктів на вміст та співвідношення фотосинтетичних пігментів *Ceratophyllum demersum* L. 91

Екологічна фізіологія і біохімія водних тварин

Киричук Г.Є., Музика Л.В., Константинович Л.А. Порівняльний аналіз вмісту окремих груп ліпідів в організмі *Lymnaea stagnalis* (Gastropoda, Lymnaeidae) та *Unio pictorum* (Bivalvia, Unionidae) 105

Затверджено до друку Вченою радою інституту (протокол № 9 від 30.08.2022 р.)

Адреса редакції та видавця

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

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

Підп. до друку 30.08.2022. Формат 70×108/16. Гарн. Minion Pro.
Ум. друк. арк. 8,75. Обл.-вид. арк. 14,1. Тираж 164 прим. Зам. №

Віддруковано ВД «Академперіодика» НАН України, 01024, Київ-4, Терещенківська, 4.
Свідоцтво суб'єкта видавничої справи ДК № 544 від 27.07.2001

ЗАГАЛЬНА ГІДРОБІОЛОГІЯ

УДК [504.73:574.68](282.247.314)

Т.В. ДВОРЕЦЬКИЙ, к. б. н., наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: d.taras.v@gmail.com
ORCID 0000-0001-6899-1689

В.В. ГУБАНОВ, к. б. н., наук., ст. наук. співроб.,
Благодійний фонд «Підтримка та розвиток об'єктів природно-заповідного фонду»,
вул. Ковальська, 7, Одеса, 65020, Україна
e-mail: v.gubanov.odessa@gmail.com

СЕЗОННА ДИНАМІКА РОСЛИННОСТІ ПЛАВНЕВИХ ЕКОСИСТЕМ НИЖНЬОДНІСТРОВСЬКОГО НПП НА ОСНОВІ ДАНИХ ДИСТАНЦІЙНОГО ЗОНДУВАННЯ ЗЕМЛІ СУПУТНИКОМ LANDSAT-8

На основі даних дистанційного зондування Землі супутником Landsat-8 розглянуто динаміку рослинності плавневих екосистем Нижньодністровського НПП з використанням вегетаційних індексів NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) та VCI (Vegetation Condition Index) протягом вегетаційного періоду 2020 р. Виявлено, що розподіли значень протягом усього вегетаційного періоду не відповідали нормальному закону розподілу, що свідчить про різноманіття умов розвитку рослинності. Показано, що на її розвиток у весняний період негативно вплинув пірогенний фактор, який призвів до знищення та ушкодження рослинності на значних ділянках плавнів. Різке збільшення показників NDVI на початку літнього періоду було викликано швидким розвитком едифікатора рослинних комплексів водно-болотних екосистем — *Phragmites australis*, стебла якого вийшли зі стадії пікулів і розвинули листову пластинку. У цей період переважала добре розвинена і сильно розвинена рослинність, загальна площа якої перевищила 97 %. Осінній період характеризувався поступовим зменшенням площ розвиненої і збільшенням площ слабо розвиненої рослинності. Результати проведених досліджень свідчать про ефективність дистанційного зондування території з використанням індексів NDVI і VCI для оцінки стану рослинного покриву та необхідні для розв'язання проблеми збереження, відновлення та сталого використання плавневих екосистем південно-західного Причорномор'я в умовах збільшення антропогенного навантаження та глобальних кліматичних змін.

Ключові слова: Дністер, вегетаційні індекси, сезонна динаміка, дистанційні дослідження.

Ц и т у в а н н я: Дворецький Т.В., Губанов В.В. Сезонна динаміка рослинності плавневих екосистем Нижньодністровського НПП на основі даних дистанційного зондування землі супутником Landsat-8. *Гідробіол. журн.* 2022. Т. 58. № 5. С. 3—18.

ISSN 0375-8990. Гідробіологічний журнал. 2022. 58(5)

3

Нижньодністровський національний природний парк, розташований у дельті Дністра, є основною частиною плавневих екосистем водно-болотних угідь міжнародного значення «Північна частина Дністровського лиману» та «Межиріччя Дністра і Турунчука», які охороняються Рамсарською конвенцією. Ці плавневі екосистеми характеризуються багатим біорізноманіттям і є важливими для збереження рослинного і тваринного світу дельти Дністра [2]. Останні десятиліття територія Нижньодністровського НПП виявилася в фокусі значних екологічних проблем, які виникли внаслідок зарегулювання стоку та зменшення його об'ємів [3, 4], а також та значного посилення різнопланового антропогенного навантаження на екосистему дельти Дністра. Оцінка і моніторинг просторової та сезонної динаміки рослинності плавневих екосистем Нижньодністровського НПП є важливим практичним і теоретичним завданням у зв'язку з посиленням антропогенного впливу та глобальними кліматичними змінами, які суттєво впливають на стан та функціонування рослинних угруповань. Одним із сучасних методів є дистанційне вивчення стану рослинності на основі мультиспектральних даних, отриманих за результатами космічного спостереження. На основі даних дистанційного зондування Землі (ДЗЗ) розраховуються вегетаційні індекси, за якими можна встановити стан рослинності та виявити тенденції її змін [5, 11, 12, 14]. Застосування цього метода найбільш доцільно для вивчення великих і складних для прямого спостереження об'єктів, таких як плавневі екосистеми дельтових частин річок.

Метою роботи було визначення сезонної динаміки стану рослинності плавневих екосистем у межах Нижньодністровського НПП на основі спектрального індексу NDVI.

Матеріал і методика досліджень

Об'єктом дослідження є сезонна динаміка та просторова нерівномірність рослинності плавневих екосистем Нижньодністровського НПП на основі вегетаційного спектрального індексу NDVI. Вихідна інформація щодо сезонної продуктивності рослинного покриву отримана з даних мультиспектральних космічних знімків, зроблених супутником Landsat 8, створеним Національним управлінням з аеронавтики і дослідження космічного простору (NASA) спільно з Геологічною службою США (USGS) (<https://www.usgs.gov/>) для дистанційного зондування Землі у рамках програми Landsat. Основний інструмент супутника — Landsat Operational Land Imager (OLI), який вимірює у видимому, ближньому інфрачервоному і короткохвильовому інфрачервоному частинах електромагнітного спектра, із роздільною здатністю 30 м/піксель та Thermal Infra-Red Scanner (TIRS) — тепловізор, що працює в режимі з двома інфрачервоними каналами: 10,8 мкм і 12 мкм (100 м/піксель).

У роботі використовували архівні зображення, які було зроблено у березні (III), квітні (IV), травні (V), червні (VI), липні (VII), серпні (VIII), вересні (IX), жовтні (X) та листопаді (XI) 2020 р. Використовувалася прямокутна географічна система координат EPSG: 32636 — WGS 84 / UTM

zone 36N. Для всіх зображень проводилась атмосферна корекція з використанням плагіну Semi-Automatic Classification [6]. Відбиралися знімки, що мають не більше 20 % хмарного покриття, для яких робилася маска хмар. Для отримання і аналізу кількісних характеристик знімків використовували програмні продукти Quantum GIS і статистичний пакет R [13].

Найбільш розповсюдженим методом вивчення формування та розвитку великих площ наземної і водної рослинності є нормалізований відносний індекс рослинності — NDVI [7]. Розрахунок індексу здійснюється за формулою:

$$NDVI = \frac{\rho_{NIR} - \rho_{RED}}{\rho_{NIR} + \rho_{RED}}, \quad (1)$$

де ρ_{NIR} — коефіцієнт спектральної яскравості у ближньому інфрачервоному спектрі; ρ_{RED} — коефіцієнт спектральної яскравості у червоному спектрі.

Згідно з інформацією з сайту Sentinel Hub, значення індексу NDVI для живої рослинності змінюються від 0,2 до 1. Отримані дані NDVI залежно від поставлених завдань емпірично поділяли на окремі групи: хмари; -1—0 — відсутність рослинності (відкритий ґрунт, поверхня води), 0—0,2 — нерозвинена рослинність, 0,2—0,3 — слабо розвинена, 0,3—0,6 — розвинена, 0,6—0,8 — добре розвинена, >0,8 — сильно розвинена рослинність [1]. Встановлені часові зміни значень NDVI містять інформацію про фенологічні цикли рослинності, яка необхідна у роботі геоботаніків, екологів і фахівців, що займаються природоохоронними заходами [8, 16]. Визначено основні статистичні показники по місяцях і простежено динаміку їхніх змін протягом вегетаційного періоду.

Для оцінки просторової характеристики неоднорідності рослинного покриву використовували індекс стану рослинності (VCI) [9]. Використана лінійна модель для отримання VCI з індексів рослинності [10] описується наступним чином:

$$VCI = \frac{NDVI - NDVI_{\min}}{NDVI_{\max} - NDVI_{\min}}, \quad (2)$$

де $NDVI_{\max}$ и $NDVI_{\min}$ відповідають NDVI еталонної рослинності ($VCI = 1$) і еталонного ґрунту ($VCI = 0$). Ми використовуємо модифіковану версію цієї моделі [15], де NDVI — поточне значення, $NDVI_{\max}$ и $NDVI_{\min}$ — мінімальні і максимальні значення за цей же час. Вибір найбільшого і найменшого значень NDVI гарантує, що отримані значення VCI невід'ємні і не перевищують одиниці. Отримані значення індексу VCI були також розбиті на окремі групи: 0,2—0,3 — слабкий та незадовільний стан рослинності, 0,3—0,7 — задовільний, близький до середньо-багаторічно-

го показника, $VCI > 0,7$ — добрий стан рослинності, який характерний для сприятливих погодних умов.

Для виявлення відмінностей інтенсивності розвитку рослинності протягом вегетаційного періоду визначали абсолютні (абсолютний приріст) і відносні (ланцюговий темп зростання) показники динаміки значень індексу NDVI.

Приріст (Δn) показує абсолютну швидкість зміни ряду динаміки і визначається як різниця між даними рівнем і рівнем, прийнятим за основу порівняння:

$$\Delta n = Y_i - Y_j, \quad (3)$$

де Y_i — значення індексу NDVI порівнюваного періоду; Y_j — значення індексу NDVI попереднього періоду.

Ланцюговий темп зростання ($T_{пр}$), характеризує інтенсивність зміни рівня від поточного періоду до базового, показуючи на скільки відсотків поточний рівень більше або менше попереднього. Розрахунок здійснюється за формулою:

$$T_{пр} = \frac{Y_i}{Y_0} \cdot 100\%, \quad (4)$$

де Y_i — значення індексу NDVI порівнюваного періоду; Y_0 — значення індексу NDVI базового періоду.

Оцінка змін значень індексу NDVI за вегетаційний період проводилась до показника індексу сезонності та сили сезонних коливань. Індекс сезонності (I_c) показує, у скільки разів фактичний рівень ряду значень у момент часу t відрізняється від середнього рівня, відповідного даному моменту (інтервалу) часу, або рівня, що розрахований за рівнянням тенденції $f(t)$. Визначається по співвідношенню окремого місяця до середнього значення за вегетаційний період, виражений у відсотках:

$$I_c = \frac{Y_i}{\bar{Y}_i} \cdot 100\%, \quad (5)$$

де Y_i — середнє значення індексу NDVI за поточний місяць; \bar{Y}_i — середнє значення індексу NDVI за вегетаційний період.

Ступінь сезонних коливань показує коефіцієнт сезонності V_c — величина, на яку збільшується або зменшується значення індексу сезонності порівняно із середніми в окремий проміжок часу:

$$V_c = \sqrt{\frac{\sum (i_c - 100\%)^2}{n}}, \quad (6)$$

де i_c — коефіцієнт сезонності; n — кількість місяців у вегетаційному періоді. Чим менше значення V_c , тим менше проявляється сезонність явища. Ступень сезонних коливань поділяють на рівні: <10 % — слабкі, 10—25 % — помірні, 25—40 % — сильні, >40 % — дуже сильні.

Результати досліджень

На початку вегетаційного періоду (березень) значення індексу NDVI характеризувались істотним розмахом значень (0,47) при середньому — 0,24, відмічена сильна лівостороння асиметрія (2,7) і позитивний ексцес — 13,6 (рис. 1).

Значення просторової мінливості продуктивності (VCI), розраховане за формулою 2, становило 0,1, що вказує на слабкий розвиток рослинності плавневих екосистем. Встановлені показники розподілу значень NDVI не відповідали нормальному закону розподілу, що свідчить про неоднорідність умов розвитку плавневої рослинності, які, однак, не формують значущих скупчень (рис. 1). Встановлено, що загальна площа рослинності плавневих екосистем у межах Нижньодністровського НПП становить 8848,7 га, або 65,8 % їхньої загальної площі (рис. 2, а). Домінували ділянки зі слабо розвинутою та розвинутою рослинністю, які займали відповідно 62,5 і 3,3 % (табл. 1).

Суттєва роль у формуванні значень індексу NDVI та територіального розподілу рослинності у квітні належить ділянкам з випаленим сухостоєм, площа яких становила 4453 га, або 33,1 % площі плавневих екосистем. Відмічено зростання показників NDVI, які характеризувалися помітним розмахом (0,51) і середнім — 0,27. На відміну від попереднього місяця, виявлено зниження показників асиметрії (2,09) і ексцесу — 7,47, що свідчить про початок масової вегетації рослинності, хід якої, однак, залежить від місця її зростання. На початку вегетаційного періоду (березень) значення індексу NDVI, при середньому значенні 0,24, характеризувались істотним розмахом (0,47). Приріст (Δp) індексу NDVI, згідно з формулою 4, склав 0,03, $T_{пр}$ — ланцюговий темп зростання, розрахований за формулою 5, у порівнянні з вихідними (квітневими) значеннями склав 112,5 %. Значення VCI становили 0,1, що вказує на слабкий розвиток рослинності плавневих екосистем. Загальна площа рослинності становила 8124,1 га (60,4 % площі плавневих екосистем) (табл. 1). Вплив пожеж призвів до формування від'ємних значень $T_{пр}$ до 91,7 % (-724,6 га). У квітні переважала слабо розвинена рослинність (49,8 %) та відмічено майже триразове збільшення частки розвинутої рослинності — до 10,6 % (рис. 2, б).

У травні на визначення значень індексу NDVI та територіального розподілу рослинності впливала хмарність, яка закрила 2935,6 га, тобто

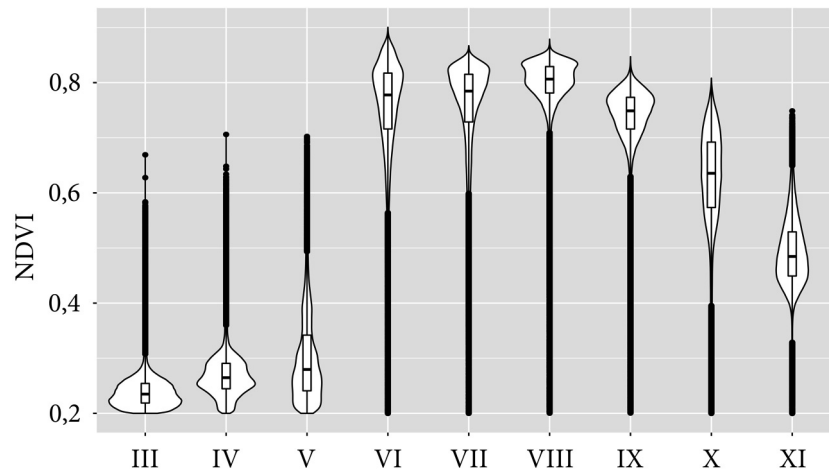


Рис. 1. Динаміка розподілу значень індексу NDVI плавневих екосистем Нижньодністровського НПП протягом вегетаційного періоду 2020 р.: III—XI — місяці

21,8 % всієї території (рис. 2, в). Значення індексу NDVI продовжували збільшуватись і характеризувались дещо меншим розмахом (0,5) у порівнянні з попереднім місяцем. Середні значення індексу NDVI збільшилось до 0,3. Відзначається подальше зниження показників асиметрії (1,38) і ексцесу — 2,01, що свідчить про поступове вирівнювання процесів розвитку рослинності на всій території досліджень і підтверджується збільшенням показників VCI до 0,2. Значення Δ п NDVI не змінилось і дорівнювало 0,03, Тпр — 125 %. Загальна площа рослинності становила 7324,9 га (54,4 % площі плавневих екосистем) (див. табл. 1). Наслідки пожеж сприяли зниженню Δ п до -799,2 га та Тпр — до 82,8 %. У травні, як і у попередні місяці, переважала слабо розвинена та розвинена рослинність

Таблиця 1

**Зміни площ рослинності плавневих екосистем (га) на території
Нижньодністровського НПП за вегетаційний період 2020 р. на основі
індексу NDVI**

Значення NDVI	Місяці							
	III	IV	VI	VII	VIII	IX	X	X
Хмари	0	5,8	0	1375,5	0	0	511	0
<0,2	4606,3	5324,9	122,3	120,6	122,4	146,7	260,2	320,3
0,2—0,3	8407,1	6698,2	81,7	33,9	40,8	50,8	146,4	69,8
0,3—0,6	44 0,2	1423,8	773,6	933,3	292,4	421,6	4287,3	12334,5
0,6—0,8	1,4	2,1	7615,6	6456,8	5397,9	12217,3	8248,6	730,4
>0,8	0	0	4861,8	4534,9	7601,5	618,6	1,5	0

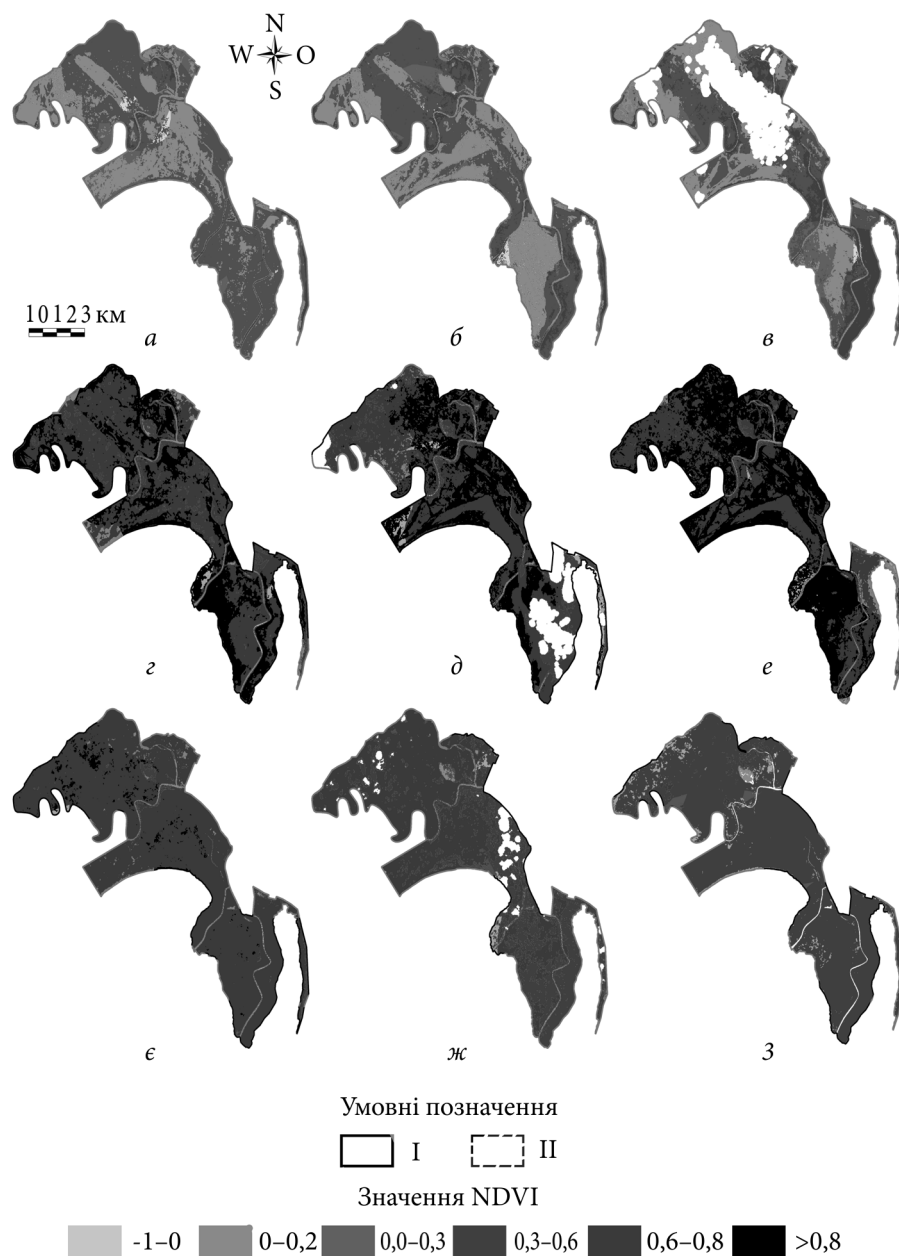


Рис. 2. Карта розподілу значень індексу NDVI плавневих екосистем Нижньодністрівського НПП за вегетаційний період 2020 р.: I — мережі плавневих екосистем Нижньодністрівського НПП; II — хмари; -1—0 — відсутність рослинності (вода, відкритий ґрунт); 0—0,2 — нерозвинена рослинність; 0,2—0,3 — слабо розвинена; 0,3—0,6 — розвинена; 0,6—0,8 — добре розвинена; >0,8 — сильно розвинена рослинність; а — березень; б — квітень; в — травень; г — червень; д — липень; е — серпень; є — вересень; ж — жовтень; з — листопад

— відповідно 32,8 і 21,3 %. На окремих ділянках почала формуватися добре розвинена рослинність — 0,3 % (див. рис. 2, в).

У червні значення індексу NDVI плавневих екосистем характеризувались великим розмахом значень — 0,9, а середнє значення збільшилось у порівнянні з попереднім місяцем до 0,76. Також відзначена сильна правобічна асиметрія (-1,84) і позитивний ексцес — 5,57 (див. рис. 1), що показує нерівномірність розвитку рослинності на всій території плавневих екосистем Нижньодністровського НПП у цей період. Це свідчить про переважання площ рослинності зі значеннями NDVI більше середнього показника індексу, що підтверджується збільшенням VCI до 0,8. Таке різке зростання значень індексу NDVI викликане особливостями розвитку едифікатора рослинного покриву водно-болотних екосистем — *Phragmites australis* (Cav.) Trin.ex Steud., стебла якого вийшли зі стадії пікулів і розправили листову пластинку. Значення Δ п NDVI зросло порівняно з попереднім місяцем і складало 0,46, що є максимальним показником за вегетаційний період, Тпр — 316,7 %. Загальна площа рослинності збільшилась до 13332,7 га (99,1 %), що вказує на майже повну відсутність чистого дзеркала води у водоймах і нерозвиненої рослинності (0,6 %) (див. табл. 1). Значення Δ п площі рослинності становить 6007,7 га, Тпр — 150,7 %. На відміну від попереднього місяця, переважає добре розвинена (56,6 %) та сильно розвинена рослинність (36,1 %). Найбільш суттєво скоротилися площі слабо розвиненої — до 0,6 % та відмічено майже чотириразове зниження площ розвиненої рослинності — до 5,7 % (рис. 2, з).

У липні, як і у червні, на визначення значень індексу NDVI та територіального розподілу рослинності також впливала хмарність, яка закрила 1375,5 га (10,2 %) території, що досліджується (рис. 2, д). У порівнянні зі значеннями попереднього місяця, показники індексу NDVI не збільшились і становили: середнє — 0,76, розмах — 0,8. Виявлено збільшення правобічної асиметрії (-1,89) і позитивний ексцес — 3,66 (див. рис. 1). Значення індексу VCI не змінилось і становило 0,8. Показник Δ п NDVI дорівнює нулю, ланцюговий темп зростання — 316,7 %. Площа рослинності становила 11 959 га (88,9 % площі плавневих екосистем), що менше попередніх значень та пов'язано з наявністю хмар протягом місяця (див. табл. 1). Значення Δ п площі рослинності становить —1373,6 га, Тпр — 135,2 %. Як і в попередньому місяці, переважає добре розвинена (48,0 %) та сильно розвинена рослинність (33,7 %). Площі слабо розвиненої рослинності досягають мінімальних значень (до 0,3 %), та водночас відмічено невелике збільшення територій розвиненої рослинності — до 6,9 % (рис. 2, д).

У серпні середнє значення індексу NDVI продовжувало збільшуватись і досягло піку — 0,8, розмах — 0,68. Відмічається подальше збільшення показників асиметрії (-4,2) і ексцесу (26,0), що свідчить про нерівномірність розвитку рослинності на всій території плавневих екосистем Нижньодністровського НПП (див. рис. 1) і підтверджується збільшенням значення VCI до 0,9. Значення Δ п NDVI становить 0,04, Тпр — 329,2 %, що є максимальним значенням за вегетаційний період 2020 р. За-

гальна площа рослинності у цей час становила 13 332,6 га (99,1 % площі плавневих екосистем), що вказує на майже повне покриття поверхні плавневих водойм водною рослинністю і відсутність нерозвинутої рослинності (0,9 %) (див. табл. 1). Значення площі рослинності становить 1373,4 га, Тпр — 150,7 % і також є максимальним значенням за вегетаційний період 2020 р. У цей період найбільш представлені сильно розвинена та добре розвинена рослинність, сукупна площа яких становить 96,6 % території плавневих екосистем (див. табл. 1). Відмічається подальше, майже втричі, зменшення площ розвинутої рослинності — до 2,2 %. Незмінними залишились площі слабо розвинутої рослинності — 0,3 % (рис. 2, е).

У вересні відмічається зниження середнього значення індексу NDVI плавневих екосистем у порівнянні з попереднім місяцем до 0,74 з розмахом 0,65. Так само відмічено зменшення показників правобічної асиметрії (-3,39) і позитивного ексцесу - 18,34 (див. рис. 1). Значення індексу VCI дещо знизилось і становить 0,8, що пояснюється уповільненням розвитку рослинності на всій території плавневих екосистем. Показник Δ NDVI у порівнянні з попереднім місяцем має від'ємне значення — -0,06, Тпр також знизився до 304,2 %. Загальна площа рослинності становила 13 308,3 га (98,9 % площі плавневих екосистем), що вказує на початок відмирання рослинності на поверхні води у плавневих водоймах та формування нерозвинутої рослинності (1,1 %) (див. табл. 1). Значення Δ площі рослинності у порівнянні з попереднім місяцем має від'ємне значення і становить -24,3 га, Тпр — 150,4 %. У вересні вже майже вся територія плавневих екосистем представлена добре розвинутою рослинністю — 90,8 %. На відміну від попереднього місяця спостерігається зниження площ сильно розвинутої рослинності майже у 12 разів — до 4,6 %, та збільшення у півтора раза територій з розвинутою рослинністю — до 3,1 % (див. рис. 2, е).

У жовтні на визначення значень індексу NDVI та територіального розподілу рослинності впливала хмарність, яка закрила 511,0 га — 3,8 % території, що досліджується (рис. 2, ж). Встановлено зниження середнього значення індексу NDVI до 0,62 та розмаху значень — до 0,61 у порівнянні з вереснем. Також відмічено подальше зменшення значень правобічної асиметрії (-1,01) і позитивного ексцесу — 1,73 (див. рис. 1). Це свідчить про подальше зниження розвитку рослинності, що підтверджується зменшенням показника індексу VCI до 0,7. Значення Δ NDVI так само знизилось у порівнянні з попереднім місяцем і складало -0,11, Тпр — 258,3 %. Площа рослинності у цей період становила 12 683,8 га (94,3 % площі плавневих екосистем) внаслідок подальшого збільшення площ чистого дзеркала води у зв'язку з відмиранням плаваючої водної рослинності (*Nymphaea alba* L., *Nuphar lutea* (L.) Smith, *Trapa natans* L. *Salvinia natans* (L.) All. та ін.), а також ділянок суходолу з нерозвинутою рослинністю (1,9 %) (табл. 1). Δ площі рослинності у порівнянні з попереднім місяцем складає від'ємне значення -624,3 га, Тпр — 143,3 %. Спостерігається зникнення сильно розвинутої та зменшення у півтора раза

площ добре розвинутої рослинності (до 61,3 %) у порівнянні з вереснем (див. табл. 1). Відмічено збільшення площ розвинутої рослинності відносно попереднього місяця майже у 12 разів — до 31,9 % і слабо розвинутої рослинності втричі — до 1,1 % (див. рис. 2, ж).

У листопаді триває зниження середнього значення індексу NDVI до 0,49 та розмаху значень — 0,54. На відміну від попереднього місяця, відмічена невелика лівостороння асиметрія (0,29) і позитивний ексцес — 0,93 (див. рис. 1). Значення VCI становило 0,5, що вказує на задовільний стан рослинності. Значення Δ NDVI продовжує знижуватись і дорівнює -0,13, Тпр — 204,2 %. Площа рослинності у цей період становила 13 134,7 га (97,6 % площі плавневих екосистем). Деяке збільшення площі рослинності обумовлено наявністю хмар, що занизили жовтневі показники. Відмічається подальше зростання площ чистого дзеркала води та ділянок з нерозвинутою рослинністю (2,4 %) (див. табл. 1). Δ п площі рослинності у порівнянні з попереднім місяцем має додаткове значення, що пов'язано з впливом хмарності, і становить 450,7 га, Тпр — 148,4 %. Продовжується зменшення майже у 11 разів площ добре розвинутої (до 5,4 %) та вдвічі — слабо розвинутої рослинності (до 0,5 %) у порівнянні з жовтнем (табл. 1). Відмічено збільшення майже втричі відносно попереднього місяця площ розвинутої рослинності — до 91,7 % (рис. 2, з).

Обговорення результатів досліджень

Отримані результати змін показників NDVI та VCI дозволили встановити зміни індексу (I_c) та коефіцієнта сезонності (V_c) протягом вегетаційного періоду (табл. 2).

Встановлено, що I_c NDVI змінюється у широких межах і має майже трикратні відмінності залежно від сезону. Мінімальні значення характерні для весни, максимальні — для літа. Визначене значення V_c NDVI характеризує сильні коливання індексу, що викликано неконтрольованим випалюванням сухої водно-болотної рослинності та неоднорідністю абіотичних умов. Значення I_c VCI також змінюються у широких межах і мають майже десятикратну різницю залежно від сезону. Мінімальні значення характерні для весни, максимальні — для літа. Розраховане значення V_c VCI відзначає дуже сильні коливання індексу, також викликані неконтрольованим випалюванням та неоднорідністю абіотичних умов (див. табл. 2).

Отримані дані просторового розподілу територій з груп з однаковими значеннями індексу NDVI дозволяють визначити їхні сезонні зміни (рис. 3).

Весняний сезон характеризується середнім значенням індексу NDVI — 0,28, розмах — 0,44, відзначена лівостороння асиметрія (1,8) і позитивний ексцес — 4,3, що свідчить про нерівномірність розвитку рослинності у цей період на всій території плавневих екосистем Нижньодністрівського НПП (рис. 3). Значення VCI дорівнювало 0,2, що вказує на слабкий розвиток рослинності, загальна площа якої складала 6098,1 га (45,3 %) (рис. 4, а). У цей період переважали площі слабо розвинутої та розвинутої

рослинності, які склали відповідно 34,2 та 11,2 % території плавневих екосистем (табл. 3).

Літній сезон характеризувався зростанням середнього значення індексу NDVI до 0,77, розмах — 0,67 (рис. 3). Відмічається формування правобічної асиметрії (-2,6) і значного ексцесу (10,5), що свідчить про нерівномірність розвитку рослинності на території плавневих екосистем і підтверджується збільшенням значення VCI до 0,9. Загальна площа рослинності влітку становила 13 359,9 га (99,3 % площі плавневих екосистем) (рис. 4, б). У цей сезон переважають площі добре розвинені (62,5 %) та сильно розвинутої рослинності (33,9 %) (див. табл. 3).

Осінній сезон характеризувався зниженням середнього значення індексу NDVI до 0,62 та розмаху — до 0,59 (див. рис. 3). Встановлено зменшення значень лівобічної асиметрії (-1,9) та ексцесу (8,2) у порівнянні з літнім сезоном. Це свідчить про відносно рівномірне завершення вегетаційного періоду на всій території плавневих екосистем і підтверджується зменшенням значення VCI до 0,7. Загальна площа рослинності у цей період становила 13 253,1 га (98,5 % площі плавневих екосистем) (рис. 4, в). Переважають площі добре розвинутої (66,4 %) та розвинутої рослинності (33,0 %) (див. табл. 3).

Виявлені сезонні зміни розподілу площ рослинності з однаковими значеннями індексу NDVI дозволяють встановити особливості їхніх змін (табл. 4).

Встановлено, що протягом весняно-літнього періоду найбільш динамічно збільшуються площі слабо

Таблиця 2
Сезонні зміни значень індексів NDVI та VCI плавневих екосистем Нижньодніпровського НПП за вегетаційний період 2020 р.

Значення індексів	Місяці										Середнє за вегетаційний період
	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI		
NDVI	mean	0,24	0,27	0,3	0,76	0,75	0,79	0,73	0,62	0,49	0,55
	I _c %	43,64	49,09	54,55	138,18	136,36	143,64	132,73	112,73	89,09	—
VCI	mean	39,26	0,14	0,20	0,80	0,82	0,87	0,82	0,69	0,54	0,55
	I _c %	15,47	24,96	36,36	145,45	149,25	157,75	148,25	125,19	97,64	—
	V _c %	55,40									

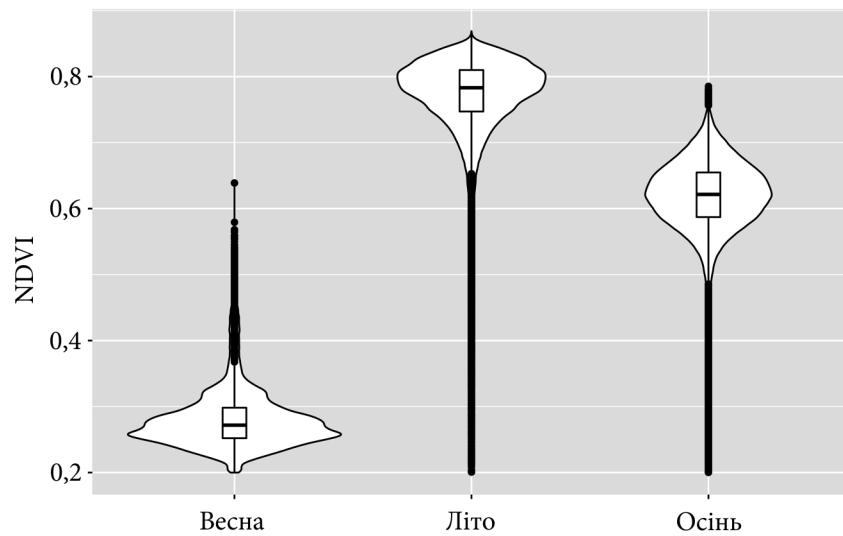


Рис. 3. Динаміка розподілу значень індексу NDVI плавневих екосистем Нижньодністровського НПП за сезонами 2020 р.

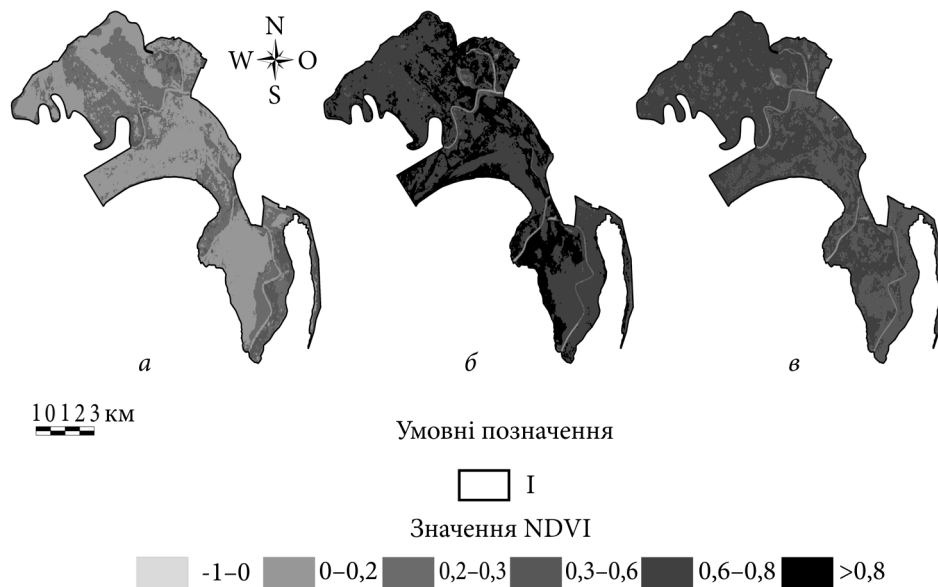


Рис. 4. Карта сезонного розподілу площ плавневих екосистем Нижньодністровського НПП по значенням індексу NDVI за вегетаційний період 2020 р.: I — межі плавневих екосистем; -1—0 — відсутність рослинності (відкритий ґрунт, вода); 0—0,2 — нерозвинена рослинність; 0,2—0,3 — слабо розвинена; 0,3—0,6 — розвинена; 0,6—0,8 — добре розвинена; >0,8 — сильно розвинена рослинність.

розвиненої рослинності, які зростають до розвиненої, добре розвиненої та сильно розвиненої рослинності (табл. 4). Ділянки плавнів з водойма-

ми, на яких рослинність була відсутня, поступово вкриваються розвиненою, добре розвиненою та сильно розвиненою рослинністю (рис. 4, б). Розвинена рослинність також розвивається до добре та сильно розвиненої, але на відміну від попередніх груп, протягом весняно-літнього періоду формує ділянки, де значення індексу NDVI не змінюється, або навпаки, значення знижуються до показників слаборозвиненої. Добре розвинена рослинність повністю трансформувалась до сильно розвиненої (див. табл. 4).

Таблиця 3

Зміни площ рослинності плавневих екосистем (га) на території Нижньодністровського НПП по сезонах 2020 р. (на основі індексу NDVI)

Значення NDVI	Весна	Літо	Осінь
<0,2	7356,9	95,1	201,9
0,2—0,3	4597,3	52,7	91,7
0,3—0,6	1500,6	428,2	4364,0
0,6—0,8	0,2	8343,5	8797,4
>0,8	0	4535,5	0

Таблиця 4

Зміни співвідношення (%) груп NDVI плавневих екосистем Нижньодністровського НПП за весняно-літній період 2020 р.

Весна	Літо				
	<0,2	0,2—0,3	0,3—0,6	0,6—0,8	>0,8
<0,2	1,4	0,7	3,5	51,8	42,6
0,2—0,3	0,0	0,0	1,4	75,3	23,2
0,3—0,6	0,0	0,1	5,7	70,6	23,5
0,6—0,8	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0

Таблиця 5

Зміни співвідношення (%) груп NDVI плавневих екосистем Нижньодністровського НПП за літньо-осінній період 2020 р.

Літо	Осінь			
	<0,2	0,2—0,3	0,3—0,6	0,6—0,8
<0,2	96,6	2,3	0,6	0,6
0,2—0,3	76,3	14,8	7,3	1,5
0,3—0,6	15,7	13,7	66,1	4,5
0,6—0,8	0	0,3	39,1	60,6
>0,8	0	0	2,0	98,0

Зміни у розвитку рослинності за літньо-осінній період характеризуються зменшенням площ рослинності з високими значеннями індексу NDVI (табл. 5).

Встановлено, що в літньо-осінній період формуються переважно площі з розвинутою рослинністю (табл. 5). Завершення вегетаційного періоду призводить до зменшення площ територій з сильно розвинутою, а також зі слабо розвинутою рослинністю (див. табл. 4). Також збільшується частка розвинутої та слабо розвинутої рослинності (рис. 4, в).

Отримані результати динаміки значень NDVI, VCI з високим ступенем імовірності можна прийняти в якості інтервальних оцінок їхньої природної динаміки. Це дає підставу для їхнього використання для визначення ступеня трансформації рослинних угруповань під впливом різноманітних антропогенних факторів (пожеж, змін гідрологічного режиму, викошування, випасу худоби, інвазій чужорідних видів рослин та тварин), у тому числі глобальних кліматичних змін.

Висновки

На основі даних дистанційного зондування розглянуто закономірності змін розвитку рослинності плавневих екосистем Нижньодністрівського НПП протягом вегетаційного періоду 2020 р. Виявлено, що розподіли значень індексу NDVI протягом усього вегетаційного періоду не відповідали нормальному закону розподілу, що свідчить про значний вплив на розвиток рослинності пірогенного фактору та гідрологічного режиму окремих ділянок плавнів. Встановлено місячну і сезонну динаміку значень NDVI і VCI. Показано, що на розвиток рослинності у весняний період негативно вплинув пірогенний фактор, який сформував окремі ділянки з ушкодженою та слабо розвинутою рослинністю. У літній період на території плавневих екосистем переважала добре розвинена і сильно розвинена рослинність, загальна площа яких перевищила 97 %. Різке збільшення показників NDVI було обумовлено розвитком едификатора рослинних комплексів водно-болотних екосистем — *Phragmites australis*, стебла якого вийшли зі стадії пікулів і розвинули листову пластинку. Осінній період характеризувався поступовим зменшенням площ розвинутої і збільшенням площ слабо розвинутої рослинності. Результати проведених досліджень свідчать про ефективність дистанційного зондування території плавневих екосистем з використанням індексу NDVI для оцінки стану рослинного покриву та доцільні для розв'язання проблеми збереження, відновлення та сталого використання водно-болотних екосистем південно-західного Причорномор'я в умовах антропогенного навантаження та глобальних кліматичних змін.

Список використаної літератури

1. Дворецький Т.В., Триліс В.В., Савицький О.Л. Оцінка масового розвитку *Pistia stratiotes* у водоймах лівобережної заплави Дніпра у районі Києва на основі супутникових даних *Гідробіол. журн.* 2022. Т. 58, № 2. С. 18—31.
2. Дубына Д.В., Шеляг-Сосонко Ю.Р. Плавни Причорномор'я. Київ : Наук. думка, 1989. 272 с.

3. Кольвенко В.В., Долгов Ю.А., Ершов Л.А., Гиренко В.А. Исследования полноводности реки Днестр за последние 136 лет по данным гидрологического поста Бендеры. *Hydropower impact on river ecosystem functioning : proceed. Intern. conf. Tiraspol, Moldova, October 8—9, Eco-TIRAS, Тирасполь*. 2019. С. 170—175.
4. Шевцова Л.В. Оценка режимов экологических попусков из Днестровского водохранилища для экосистем дельты Днестра. *Гидробиол. журн.* 2003. 39, № 4. С. 11—23.
5. Cheruiyot E.K., Mito C., Menenti M. et al. Evaluating MERIS-Based Aquatic Vegetation Mapping in Lake Victoria. *Remote Sens.* 2014. Vol. 6 (8). P. 7762 —7782.
6. Congedo L. Semi-Automatic Classification Plugin: A Python tool for the download and processing of remote sensing images in QGIS. *The Journal of Open Source Software*. 2021. Vol. 6. P. 3172.
7. Crippen R.E. Calculating the vegetation index faster. *Remote Sens.* 1990. Vol. 34. P. 71—73.
8. Ederson Jose da Silva, Diogo Martins Rosa, Jhony Vendruscolo, Wanderson Cleiton Schmidt Cavalheiro. Sentinel-2 imaging potential in estimating the biomass of *Tectona grandis* L.f. in the Western Amazon. *Research, Society and Development*. 2021. Vol. 10 (11). e128101119491.
9. Jiang Z., Huete A.R., Chen J. et al. Analysis of NDVI and scaled difference vegetation index retrievals of vegetation fraction. *Remote Sens.* 2006. Vol. 101. P. 366—378.
10. Johnson B., Tateishi R., Kobayashi T. Remote Sensing of fractional green vegetation cover using spatially-interpolated endmembers. *Remote Sens.* 2012. Vol. 4. P. 2619—2634.
11. Karnieli A., Agam N., Pinker R. T. et al. Use of NDVI and land surface temperature for drought assessment: Merits and limitations. *J. Climate*. 2010. Vol. 23. P. 618—663.
12. Kogan F.N. Droughts of the late 1980s in the United States as derived from NOAA polar orbiting satellite data. *Bull. Amer. Met. Soc.* 1995. Vol. 76. N 5. P. 655—668.
13. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. R Core Team (2021). Режим доступа: URL <https://www.R-project.org/>.
14. Rouse J.W., Haas R.H., Schell J.A., Deering D.W. Monitoring vegetation systems in the great plains with ERTS. Third ERTS Symposium, NASA SP-3511973. 1974. Vol. 1. P. 309—317.
15. Singh R.P., Roy S., Kogan F. Vegetation and temperature condition indices from NOAA AVHRR data for drought monitoring over India. *Int. J. Remote Sens.* 2003. Vol. 24, N 22. P. 4393—4402.
16. Bhangale U., More S., Shaikh T. et al. Analysis of surface water resources using Sentinel-2 Imagery. *Procedia Computer Science*. 2020. Vol. 171. P. 2645—2654.

Надійшла 03.11.2021

T.V. Dvoreckiy, PhD (Biol.), Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Geroyiv Stalingrada prosp., 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: d.taras.v@gmail.com
ORCID 0000-0001-6899-1689

V.V. Gubanov, PhD (Biol.)
Charitable Trust «Preservation and Developmento Nature Reserves»
Kovalska str., 7, Odesa, 65020, Ukraine
e-mail: v.gubanov.odessa@gmail.com

SEASONAL DYNAMICS OF VEGETATION IN THE WETLANDS OF THE LOWER
DNIESTER NNP BASED ON REMOTE SENSING DATA FROM THE LANDSAT-8
SATELLITE

During the season of 2020, the vegetation dynamics of the wetlands of the Lower Dniester National Nature Park were examined using vegetation indices NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) and VCI (Vegetation Condition Index) on the basis of Landsat-8 satellite remote sensing data. The results demonstrated that the distribution of values throughout the vegetation season did not correspond to the normal distribution, indicating a variety of conditions for their development. Observations showed that the development of vegetation in the spring period was negatively affected by the pyrogenic factor, which created some areas without vegetation and with poorly developed vegetation. The sharp increase in NDVI values at the beginning of the summer period is due to the development of the dominant wetland ecosystem *Phragmites australis*, whose stems have emerged from the pickle stage and have developed a leaf lamina. During this period, well-developed vegetation prevails, the total area of which exceeds 97 %. The autumn period is characterized by a gradual decrease in the developed vegetation and an increase in the area of underdeveloped vegetation. The results of the research indicate the effectiveness of remote sensing of wetland areas using NDVI and VCI to assess the status of vegetation and can be used to address the conservation, restoration and sustainable use of wetland ecosystems of the Northwest Black Sea coastal area under increasing anthropogenic pressure and global climate change.

Key words: the Dniester River, the Lower Dniester National Nature Park, vegetation indices, seasonal dynamics, remote sensing.

УДК 574.34+579.26+579.834.115 + 581.573.4

О.В. ГУЛАЙ, д. б. н., проф.,
Центральноукраїнський державний педагогічний університет
імені Володимира Винниченка,
вул. Шевченка, 1, Кропивницький, 25006, Україна
e-mail: ol.gulay42@gmail.com
ORCID 0000-0003-3207-1260

О.М. ЖУКОРСЬКИЙ, д. с-г. н., проф., академік-секретар відділення зоотехнії,
Національна академія аграрних наук,
вул. Михайла Омеляновича-Павленка, 9, Київ, 01010, Україна

В.В. ГУЛАЙ, к. с-г. н., доц.,
Центральноукраїнський державний педагогічний університет
імені Володимира Винниченка,
вул. Шевченка, 1, Кропивницький, 25006, Україна

Н.П. ТКАЧУК, аспірантка,
Інститут агроecології і природокористування НААН,
вул. Метрологічна, 12, Київ, 03143, Україна

ВОДОРОСТІ ЯК ПРИРОДНІ АНТАГОНІСТИ ПАТОГЕННИХ БАКТЕРІЙ У ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМАХ (ЕКСПЕРИМЕНТАЛЬНА МОДЕЛЬ АЛЬГО-БАКТЕРІАЛЬНИХ ВЗАЄМОДІЙ)

Досліджено алелопатичний вплив водорості *Chlorella vulgaris* на ріст культур патогенних для людини і тварин мікроорганізмів *Erysipelothrix rhusiopathiae* та *Leptospira interrogans*. В умовах експерименту виділення *Ch. vulgaris* стримували розвиток культур *E. rhusiopathiae* та *L. interrogans* в усьому діапазоні використаних розведення. Прісноводні водорості *Ch. vulgaris* є перспективним об'єктом для розробки методів санації водно-болотних угідь від патогенів, зокрема таких як *E. rhusiopathiae* та *L. interrogans*.

Ключові слова: *Chlorella vulgaris*, *Erysipelothrix rhusiopathiae*, *Leptospira interrogans*, водні екосистеми.

Проблема дефіциту ресурсів прісної води, що спостерігається у багатьох регіонах світу, щороку загострюється через зростання темпів їх споживання та стрімкий розвиток кліматичних змін. Також суттєвою проблемою є якість поверхневих вод, які часто забруднені різноманітними хімічними речовинами, що надходять у вигляді скидів промислових підприємств, змиву добрив, отрутохімікатів, стимуляторів росту рослин з

Ц и т у в а н н я: Гулай О.В., Жукорський О.М., Гулай В.В., Ткачук Н.П. Водорості як природні антагоністи патогенних бактерій у водних екосистемах (експериментальна модель альго-бактеріальних взаємодій). *Гідробіол. журн.* 2022. Т. 58. № 5. С. 19—28.

ISSN 0375-8990. Гідробіологічний журнал. 2022. 58(5)

сільськогосподарських угідь. Крім того, існує велика група біологічних забруднювачів водно-болотних угідь, що включає збудників інфекційних та інвазійних захворювань людини, тварин та рослин. Для багатьох з них водно-болотні екосистеми є середовищем існування та місцем проходження складних життєвих циклів. Враховуючи інтенсивність використання людиною водних ресурсів, контроль за біологічною безпекою поверхневих водойм є надзвичайно важливим для збереження здоров'я населення. Посиленої уваги потребують водойми, у яких уже виявлені збудники захворювань. Їх оздоровлення є одним з важливих практичних завдань. Застосування з цією метою дезінфікуючих розчинів, що широко використовуються для знезараження устаткування, виробничих приміщень і територій ферм, для водних екосистем є неприйнятним з екологічної та економічної точки зору. Насамперед зазначені дезінфектанти ефективні лише у досить високих концентраціях та за певних умов (висока температура робочих розчинів, певний рівень рН тощо). Крім того, ці речовини не мають вибіркової дії, від них загинуть не лише збудники інфекцій, але й корисні організми, що призведе до знищення всієї біоти водойми і різкого погіршення якості води. Враховуючи також високу вартість проведення подібних заходів, очевидна необхідність пошуку інших способів очищення водойм від патогенних агентів. Перспективним виглядає використання природних антагоністів збудників захворювань, особливо якщо вони є звичайними компонентами прісноводних екосистем. Розробка та застосування подібних методів потребує вичерпних даних про характер та особливості досить складних взаємодій збудників захворювань з іншими компонентами біоти. Отже, дослідження екологічних взаємодій збудників заразних захворювань людини, тварин і рослин з гідробіонтами є практично важливим напрямком, актуальність якого щороку зростає.

Одним з важливих компонентів водно-болотних угідь є водорості, популяції яких характеризуються високою продуктивністю та здатні виділяти у середовище існування біологічно активні речовини. Саме завдяки алелопатичній активності водорості здатні здійснювати вплив на інших живих істот, у тому числі і патогенних мікроорганізмів [20], та суттєво впливати на якість природних вод. Так, наприклад, поширений вид *Chlorella vulgaris* Beijer. використовується на практиці для біологічної очистки стічних вод [9, 13, 19].

Оскільки у науковій літературі відсутні відомості щодо впливу водорості виду *Ch. vulgaris* на обрані види мікроорганізмів, метою роботи було з'ясувати можливість використання зеленої мікроводорості *Chlorella vulgaris* для очистки природних вод від збудників інфекційних захворювань небезпечних для людини і тварин *Erysipelothrix rhusiopathiae* (Migula, 1900) і *Leptospira interrogans* (Stimson, 1907) Wenyon, 1926, які поширені на всіх континентах та природних зонах планети [1, 4, 5, 10, 11, 14—17].

Бактерії *E. rhusiopathiae* — грампозитивні нерухомі тонкі, прямі чи злегка зігнуті палички довжиною 1,0—1,5 мкм, шириною 0,2 мкм, спор і капсул не утворюють. У старих культурах чи мазках з розрощень ендокар-

ду і мозкових оболонки бактерії мають вигляд довгих звивистих ниток, інколи клубків [12, 14].

Спірохети *L. interrogans* — грамнегативні тонкі спіральні-звиті, їх довжина 6—20 мкм, діаметр близько 0,1 мкм, спор і капсул не утворюють. Характерною ознакою лептоспір є їхня активна рухливість, що допомагає проникати до організму хазяїна через незначні пошкодження покривів і непошкоджені слизові оболонки, а також долати бактеріальні фільтри. Цим спірохетам притаманна досить складна внутрішньовидова структура. За сучасними даними, вид *L. interrogans* представлений понад 200 серологічними варіантами, які за ступенем антигенної спорідненості об'єднані у 23 серологічні групи [3]. Патогенні лептоспіри, що були виділені з організму людини і тварин різних видів, незважаючи на їх належність до різних серологічних груп, морфологічно не відрізняються [3].

Для обох видів патогенних мікроорганізмів доведена можливість тривалого існування в умовах прісних водойм і здатність проникати в організм людей та тварин через контакт з водою [2, 6—8, 16, 18].

Матеріали і методика досліджень

У дослідженнях використовували альгологічно чисті культури зеленої водорості *Chlorella vulgaris* Beijer. IBASU-A 189 з колекції Інституту ботаніки ім. М.Г. Холодного НАН України. Водорість культивували в колбах Ерленмейера об'ємом 250 см³ впродовж 7—10 діб на середовищі Фітцджеральда у модифікації Цендера та Горема за температури 22—25 °С і штучного освітлення лампами денного світла з інтенсивністю 2,5 клк і фотоперіоду 12 год.

Експерименти проводили на базі Інституту ветеринарної медицини НААН України. Лептоспір вирощували за температури 27—28 °С на поживному середовищі Терських і Кортгофа із вмістом 10 % інактивованої сироватки крові овець.

В експерименті використовували 7—14-добові культури спірохет з накопиченням 50—100 лептоспір у полі зору мікроскопа, з характерною морфологією, активною рухливістю та без ознак аутоаглютинації. Враховуючи, що *L. interrogans* має велику кількість серологічних варіантів, в експериментах використовували набір штамів цих мікроорганізмів, що застосовується у лабораторіях України як антиген для серологічної діагностики лептоспірозу людей та тварин (табл. 1).

Бактерії *E. rhusiopathiae* культивували на серцево-мозковому бульйоні (AES Chemunex, Франція) за температури 36,7±0,3 °С. У дослідженнях використовували чисті культури штаму ВР-2 вар. IBM, який не викликав загибель мишей у дозі зараження понад 1,0×10⁶ колоній утворювальних одиниць (КУО) бактерій на особину.

Експерименти проводили *in vitro* за температури 18—20 °С, що відповідає умовам водних екосистем. Вплив *Ch. vulgaris* на патогенні мікроорганізми встановлювали методом біотестування. Присутність фонові та симбіотичної мікрофлори у зразках є небажаною, оскільки вносить суттєві зміни у результати досліджень, тому отримані водні розчини ви-

ділень *Ch. vulgaris* стерилізували способом, який би унеможливив руйнування біологічно-активних речовин, найбільшою мірою цим потребам відповідав метод стерилізації водних розчинів за допомогою фільтрації через целюлозні фільтри з діаметром пор 0,2 мкм (Sartorius, Німеччина).

Дослідні зразки містили фільтрати з виділеннями *Ch. vulgaris* у розведеннях 1 : 10, 1 : 100 та 1 : 1000. Для отримання розведень фільтратів виділень та як контроль використовували стерильне поживне середовище Фітцджеральда у модифікації Цендера та Горема.

Інокуляти для контрольних і дослідних зразків відбирали з однієї культури патогенних мікроорганізмів, їх початкова щільність у пробах для кожного виду була однаковою. Дослід проводили у п'ятикратній повторюваності. Облік вмісту мікроорганізмів у зразках проводили через 24 год від початку експерименту.

Щільність популяцій спірохет *L. interrogans* визначали методом прямого підрахунку у камерах глибиною 40 мкм під мікроскопом МБИ-3 (окуляр 10×, об'єктив 20×) з конденсором темного поля ОИ-13.

Щільність популяцій бактерій *E. rhusiopathiae* визначали наступним способом: проби в об'ємі 0,1—1,0 см³ висівали на поверхню поживного агару (AES Chemunex, Франція) у чашки Петрі без розведення, а також за послідовних розведень 10⁻¹—10⁻⁸ і культивували 72 год за 36,7±0,3 °С. Підраховували колонії, що вирости, після розраховували середню кількість КУО на 1,0 см³.

Вплив виділень зеленої водорості *Ch. vulgaris* на патогенні мікроорганізми оцінювали шляхом порівняння вмісту їх клітин у досліді і контролі, при цьому вміст клітин у контрольних зразках приймали за 100%.

Результати досліджень та їх обговорення

Таблиця 1

Використані у дослідженнях серотипи *L. interrogans*

№	Серологічна група	Серологічний варіант	Штам	Умовне скорочення
1	<i>Sejroe</i>	<i>pollonica</i>	493 Poland	<i>Sejroe</i>
2	<i>Hebdomadis</i>	<i>kabura</i>	<i>Kabura</i>	<i>Hebdomadis</i>
3	<i>Tarassovi</i>	<i>tarassovi</i>	<i>Perepelicyn</i>	<i>Tarassovi</i>
4	<i>Pomona</i>	<i>pomona</i>	<i>Pomona</i>	<i>Pomona</i>
5	<i>Grippotyphosa</i>	<i>grippotyphosa</i>	<i>Moskva V</i>	<i>Grippotyphosa</i>
6	<i>Canicola</i>	<i>canicola</i>	<i>Hond Utrecht IV</i>	<i>Canicola</i>
7	<i>Icterohaemorrhagiae</i>	<i>copenhageni</i>	<i>M 20</i>	<i>Icterohaemorrhagiae</i>
8	<i>Australis</i>	<i>bratislava</i>	<i>Yez bratislava</i>	<i>Australis</i>

Фільтрати культур *Ch. vulgaris* у розведенні 1:10 виразно пригнічують *L. interrogans*, про що свідчить помітно нижчий вміст спірохет у дослідних зразках у порівнянні з контролем (табл. 2).

Зокрема, через 24 год від початку експерименту у дослідних зразках кількість клітин серотипу *Pomona* зменшилась порівняно з контролем на 74,2 %, *Australis* — на 62,8 %, *Hebdomadis* — на 43,2 %, *Canicola* — на 42,4 %, *Sejroe* — на 41,0 %, *Icterohaemorrhagiae* — на 38,2 %, *Grippotyphosa* — на 35,9 %, *Tarassovi* — на 31,9 %. Таким чином, лептоспіри різних серологічних варіантів помітно відрізнялись за чутливістю до речовин, виділених *Ch. vulgaris*. Різниця між крайніми показниками була досить суттєвою — близько 42 %.

При впливі фільтратів *Ch. vulgaris* у розведенні 1:100 також було відмічено помітне відставання темпів розвитку спірохет *L. interrogans* у порівнянні з контрольними зразками (див. табл. 2): *Pomona* — на 47,6 %, *Australis* — на 42,3 %, *Canicola* — на 29,4 %, *Hebdomadis* — на 28,8 %, *Grippotyphosa* — на 24,2 %, *Icterohaemorrhagiae* — на 23,3 %, *Sejroe* — на 21,3 %, *Tarassovi* — на 17,5 %. У цій серії експериментів різниця між мінімальними та максимальними показниками пригнічення культур лептоспір різних серотипів становила 30%.

Подальше розведення культуральних фільтратів *Ch. vulgaris* до 1 : 1000 викликало затримку росту в культурах серологічного типу *Pomona* на 30,5 % від контролю, також суттєво відставали у рості культури *Australis* і *Icterohaemorrhagiae* — відповідно на 21,8 і 19,1 %, (див. табл. 2). Помітно менш чутливими до впливу виділень виявились лептоспіри серологічних типів *Sejroe* — на 16,8 %, *Hebdomadis* — на 15,6 %, *Grippotyphosa* — на 13,5 % та *Canicola* — на 11,3 %, у той же час тип *Tarassovi*, виявились практично не чутливими (9,9 %). Різниця між крайніми показниками пригнічення культур у цій серії експериментів склала 20,6%.

Подібні результати були отримані нами в експериментах з вивчення впливу культуральних фільтратів *Ch. vulgaris* на щільність культур патогенних бактерій *E. rhusiopathiae* (табл. 3).

Найбільшою була різниця вмісту бактерій *E. rhusiopathiae* між контрольним і дослідним зразками із розведеннями виділень 1:10. При розведеннях 1 : 100 і 1 : 1000 різниця становила відповідно 41,4 і 27,3 %. Проведені розрахунки показали достовірні статистичні відмінності між цими показниками, що у свою чергу доводить здатність зелених водоростей виду *Ch. vulgaris* в експерименті пригнічувати патогенні бактерії *E. rhusiopathiae*.

Отримані експериментальні дані дають можливість зробити деякі узагальнення. Насамперед очевидно, що *Ch. vulgaris* належить до природних антагоністів патогенних мікроорганізмів *E. rhusiopathiae* та *L. interrogans*. Екологічні взаємовідносини між ними можна визначити як аменсалізм, при цьому аменсалами виступають патогенні мікроорганізми, а інгібітором — *Ch. vulgaris*. Очевидним також є й те, що використані у дослідженнях серологічні типи *L. interrogans* виявили відмінності у чут-

Таблиця 2
Щільність клітин *L. interrogans* різних серологічних варіантів ($10^6/\text{см}^3$) за дії культуральних фільтратів *Sh. vulgaris*

№ досліду	Серологічні варіанти															
	<i>Sejroe</i>			<i>Hebdomadis</i>			<i>Tarassovi</i>			<i>Rotona</i>						
	Розведення			Розведення			Розведення			Розведення						
	1:10	1:100	1:1000	К	1:10	1:100	1:1000	К	1:10	1:100	1:1000	К				
1	11,3	14,7	15,9	18,8	6,5	8,8	9,7	13,1	14,1	17,3	18,0	21,0	1,8	3,3	4,8	6,8
2	10,6	13,8	15,7	16,9	7,1	9,0	10,9	11,9	14,8	17,1	18,1	21,3	1,9	3,8	5,1	7,2
3	10,0	15,1	15,6	19,9	7,0	8,7	10,2	12,1	13,6	16,9	17,9	19,5	1,5	3,9	4,7	6,9
4	11,3	13,9	14,5	17,4	6,9	8,4	9,9	11,0	12,3	15,5	17,3	18,7	1,6	3,4	4,5	6,6
5	11,8	15,9	15,9	20,3	7,0	8,3	10,5	12,6	12,9	15,2	17,7	18,9	2,1	3,7	4,9	7,0
M	11,0	14,7	15,5	18,7	6,9	8,6	10,2	12,1	13,5	16,4	18,5	19,9	1,8	3,6	4,8	6,9
t	10,4	5,1	4,4	—	14,2	9,3	4,6	—	9,1	5,0	3,4	—	35,0	21,4	14,8	—
t _{кр}	5,0	3,5	2,4	—	5,0	3,5	2,4	—	5,0	3,5	2,4	—	5,0	3,5	2,4	—
P	<0,01	<0,01	<0,05	—	<0,01	<0,01	<0,05	—	<0,01	<0,01	<0,05	—	<0,01	<0,01	<0,05	—

Продовження табл. 2

№ досліду	Серологічні варіанти															
	<i>Gyrodactylus</i>			<i>Samicola</i>			<i>Icterohaemorrhagiae</i>			<i>Australis</i>						
	Розведення			Розведення			Розведення			Розведення						
	1:10	1:100	1:1000	К	1:10	1:100	1:1000	К	1:10	1:100	1:1000	К	1:10	1:100	1:1000	
1	9,4	11,7	12,3	13,9	9,5	11,2	14,8	14,8	14,4	18,0	19,7	23,5	8,8	13,8	17,9	23,4
2	10,2	12,3	14,1	15,2	8,3	9,8	12,1	16,2	14,9	18,4	19,2	25,1	9,2	12,9	19,6	22,4
3	9,4	9,9	11,3	14,6	8,1	10,4	13,9	15,7	14,5	17,7	18,4	24,9	8,1	13,0	18,5	20,7
4	8,6	11,1	13,7	15,4	8,7	11,5	14,3	15,5	14,3	17,5	18,8	22,4	8,5	13,3	18,1	24,1
5	9,5	10,7	12,2	14,4	9,3	11,0	12,6	14,1	13,9	17,8	18,1	20,6	8,7	14,1	17,0	25,8
M	9,4	11,1	12,7	14,7	8,8	10,8	13,5	15,3	14,4	17,9	18,8	23,3	8,7	13,4	18,2	23,3
t	14,2	7,21	3,4	—	14,2	9,40	2,7	—	10,5	6,4	5,1	—	16,8	11,9	5,3	—
t _{кр}	5,0	3,5	2,4	—	5,0	3,5	2,4	—	5,0	3,5	2,4	—	5,0	3,5	2,4	—
P	<0,01	<0,01	<0,05	—	<0,01	<0,01	<0,05	—	<0,01	<0,01	<0,05	—	<0,01	<0,01	<0,05	—

Примітка. К — середнє арифметичне; t — коефіцієнт Ст'юдента; t_{кр} — критичне значення коефіцієнту Ст'юдента; P — рівень вірогідності.

Таблиця 3

Вміст *E. rhusiopathiae* ($\times 10^6$ КУО/см³) за дії культуральних фільтратів *Ch. vulgaris*

№ досліджу	Розведення			К
	1 : 10	1 : 100	1 : 1000	
1	4,4	6,9	8,5	12,4
2	4,3	7,2	9,0	11,9
3	4,8	6,5	7,7	12,0
4	5,1	7,3	7,6	10,2
5	5,5	6,4	8,8	10,7
6	4,9	6,1	9,2	11,7
<i>M</i>	4,8	6,7	8,5	11,5
<i>t</i>	15,5	10,9	6,2	—

П р и м і т к а. *M* — середнє арифметичне; *t* — коефіцієнт Стьюдента, $t_{кр} = 4,59$, $P < 0,001$.

ливості до алелопатичного впливу з боку *Ch. vulgaris*. За зниженням чутливості серологічні типи розміщуються наступним чином: *Pomona*, *Australis*, *Canicola*, *Hebdomadis*, *Grippotyphosa*, *Icterohaemorrhagiae*, *Sejroe*, *Tarassovi*. Це вказує на значну екологічну пластичність виду *L. interrogans* і його значні адаптаційні можливості, що також підтверджується майже повсюдним поширенням лептоспірозу — на усіх континентах, крім Антарктиди.

Важливим є той факт, що навіть за найбільшої концентрації речовин, виділених *Ch. vulgaris*, не відмічено загибелі культур патогенних мікроорганізмів, а лише їх пригнічення. Зниження чутливості культур *E. rhusiopathiae* та *L. interrogans* із збільшенням розведення культуральних фільтратів *Ch. vulgaris* пояснюється кратним зниженням концентрації біологічно-активних речовин (БАР). Ці умови експерименту певним чином моделюють природні процеси, адже у водоймах концентрація БАР поступово знижується при віддаленні від місць концентрації водоростей.

Звичайно, дані, отримані *in vitro*, не можна беззастережно переносити на природні умови, проте інформація отримана в умовах лабораторії однозначно вказує на потенційну можливість використання водорості *Ch. vulgaris* з метою санації водно-болотних угідь від патогенних мікроорганізмів, зокрема *E. rhusiopathiae* та *L. interrogans*.

Висновки

В умовах експерименту виділення водорості *Ch. vulgaris* стримували розвиток культур патогенних мікроорганізмів *E. rhusiopathiae* та *L. interrogans* в усьому діапазоні використаних розведень.

Використані в експериментах серотипи патогенних лептоспир виявили різну чутливість до аделопатичного впливу з боку *Ch. vulgaris*, що пояснюється значною екологічною пластичністю цього виду патогенних мікроорганізмів.

Між збудниками інфекційних захворювань людини і тварин та прісноводною водорістю *Ch. vulgaris* формується екологічна взаємодія типу аменсалізм.

Прісноводні водорості *Ch. vulgaris* слід вважати перспективними для розробки методів санації водно-болотних угідь від патогенних мікроорганізмів, зокрема таких як *E. rhusiopathiae* та *L. interrogans*.

Список використаної літератури

1. Alinaitwe L., Kankya C., Namanya D. et al. *Leptospira seroprevalence* among Ugandan slaughter cattle: comparison of sero-status with renal *Leptospira* infection. *Front Vet Sci*. <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fvets.2020.00106/full>.
2. Benacer D., Woh P.Y., Mohd Zain S.N. et al. Pathogenic and saprophytic *Leptospira* species in water and soils from selected urban sites in Peninsular Malaysia. *Microbes Environ*. 2013. N 28. P. 135—140.
3. Bierque E. A., Thibeaux R., Girault D. et al. Systematic review of *Leptospira* in water and soil environments. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0227055>.
4. Boyd A.S., Ritchie C., Fenton J.S. Cutaneous *Erysipelothrix rhusiopathiae* (erysipeloid) infection in an immunocompromised child. *Pediatr Dermatol*. 2014. N 31. P. 232—235.
5. Brooke C.J., Riley T.V. *Erysipelothrix rhusiopathiae*: bacteriology, epidemiology and clinical manifestations of an occupational pathogen. *J. Med. Microbiol*. 1999. N 48. P. 789—799.
6. Casanovas-Massana A., Pedra G.G., Wunder E.A. et al. Quantification of *Leptospira interrogans* survival in soil and water microcosms. *Appl Environ Microbiol*. <https://doi.org/10.1128/AEM.00507-18>
7. Chaiwattananarungruengpaisan S., Suwanpakdee S., Sangkachai N. et al. Potentially pathogenic *Leptospira* species isolated from waterfall in Thailand. *Jpn. J. Infect. Dis*. 2018. N 71. P. 65—67.
8. Escandon-Vargas K., Bustamante-Rengifo J.A., Astudillo-Hernandez M. Detection of pathogenic *Leptospira* in ornamental water fountains from urban sites in Cali. *Colombia. Int. J. Environ Health Res*. 2019. N 29. P. 107—115.
9. Farooq A., Amin U. K., Abdullah Y. The potential of *Chlorella vulgaris* for wastewater treatment and biodiesel production. *Pakistan J. of Botany*. 2013. N 45. P. 461—465.
10. Ma X-J., Gong X-Q., Xiao X. et al. Detection of *Leptospira interrogans* in Hedgehogs from Central China. *Vector Borne Zoonotic Diseases*. 2020. Vol. 20, N 6. P. 427—431.
11. Mahtab M., Khan F., Azam M. et al. Molecular characterization and phylogenetic analysis of human pathogenic *Leptospira* species circulating in a tertiary care hospital of Western Uttar Pradesh in India. *Pathog Glob Health*. <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/20477724.2019.1685196?journalCode=yphg20>.
12. Marinou K.A., Papatsiros V.G., Gkotsopoulos E.K. et al. Exposure of extensively farmed wild boars (*Sus scrofa scrofa*) to selected pig pathogens in Greece. *Vet Q*. 2015. N 35. P. 97—101.
13. Mohseni A., Kube M., Fan L., Roddick A. F. Potential of *Chlorella vulgaris* and *Nannochloropsis salina* for nutrient and organic matter removal from municipal wastewater reverse osmosis concentrate. <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/32382902/>

14. Ngugi J.N., Fèvre E.M., Mgode G.F. et al. Seroprevalence and associated risk factors of leptospirosis in slaughter pigs; a neglected public health risk, Western Kenya. <https://bmcvetres.biomedcentral.com/articles/10.1186/s12917-019-2159-3>
15. Opriessnig T., Forde T., Shimoji Y. *Erysipelothrix* Spp.: Past, present, and future directions in vaccine research. *Front Vet. Sci.* 2020. N 7. P. 174.
16. Philip N., Bahtiar A. N., Ramli S.N.A. et al. *Leptospira interrogans* and *Leptospira kirschneri* are the dominant *Leptospira* species causing human leptospirosis in Central Malaysia. <https://journals.plos.org/plosntds/article?id=10.1371/journal.pntd.0008197>.
17. Piredda I., Ponti N. M., Palmas B. et al. Molecular typing of pathogenic *Leptospira* species isolated from wild Mammal Reservoirs in Sardinia. <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/33924303>.
18. Romero-Vivas C.M., Thiry D., Rodriguez V. et al. Molecular serovar characterization of *Leptospira* isolates from animals and water in Colombia. *Biomedica*. 2013. N 33. P. 179—184.
19. Shrikant B. R., Madaan S. Cultivation and potential application of microalgae in treatment of pesticide manufacturing effluent. <https://www.researchgate.net/publication/347997771>.
20. Zhukorskyi O. M., Tkachuk N. P., Hulai O. V., Hulai V. V. Experimental ecological research on the relationships of pathogenic microorganisms with algae. *Agr. Sci. and Practice*. 2019. Vol. 6, N 3. P. 56—62.

Надійшла 15.02.2022

O. V. Hulai, Doctor of Biology, Prof.,
Volodymyr Vynnychenko Central Ukrainian State Pedagogical University,
Shevchenko Str., 1, Kropyvnytskyi, Ukraine, 25006
e-mail: ol.gulay42@gmail.com
ORCID 0000-0003-3207-1260

O. M. Zhukorskiy, Doctor of Sciences in Agriculture, Prof.,
Academician-secretary of Zootechnics Department,
National Academy of Agrarian Sciences of Ukraine,
Omelianovycha-Pavlenka Str., 9, Kyiv, Ukraine 01010
ORCID 0000-0001-5381-8517

V. V. Hulai, PhD (Agriculture), Ass. Prof.,
Volodymyr Vynnychenko Central Ukrainian State Pedagogical University
Shevchenko Str., 1, Kropyvnytskyi, Ukraine, 25006

N. P. Tkachuk, Graduate student,
Institute of Agroecology and Environmental Management of National Ukrainian
Academy of Agrarian Sciences
Metrologichna Str., 12, Kyiv, Ukraine, 03143

ALGAE AS NATURAL ANTAGONISTS OF PATHOGENIC BACTERIA IN WATER ECOSYSTEMS (EXPERIMENTAL MODEL ALGAL-BACTERIAL RELATIONSHIPS)

The experiments examined the allelopathic effect of the common species of freshwater alga *Chlorella vulgaris* on the growth of cultures of pathogenic microorganisms *Erysipelothrix rhusiopathiae* and *Leptospira interrogans* — common pathogens in humans and animals, In experimental samples inhibition of development of cultures of pathogenic microorganisms in all range of dilutions of allocations of *Chlorella vulgaris* — 1 : 10, 1 : 100, 1 : 1000 was noted.

Freshwater alga *Ch. vulgaris* is promising for the remediation of wetlands from pathogenic microorganisms, in particular such as *E. rhusiopathiae* and *L. interrogans*.

Keywords: *Chlorella vulgaris*, *Erysipelothrix rhusiopathiae*, *Leptospira interrogans*, water ecosystems.

УДК 574.5+582.26(477.7)

Г.М. ШИХАЛЄЄВА, к. х. н., пров. наук. співроб.,
Фізико-хімічний інститут захисту навколишнього середовища і людини
МОН України та НАН України,
вул. Преображенська, 3, Одеса, 65082, Україна
e-mail: i.l.monitoring@ukr.net
ORCID 0000-0002-1475-4415

А.А.-А. ЕННАН, д. х. н., проф., директор,
Фізико-хімічний інститут захисту навколишнього середовища і людини
МОН України та НАН України,
вул. Преображенська, 3, Одеса, 65082, Україна
e-mail: eksvar@ukr.net
ORCID 0000-0003-4578-7858

П.М. ЦАРЕНКО, чл.-кор. НАН України, д. б. н., проф., пров. наук. співроб.¹,
зав. відділу²

¹ Фізико-хімічний інститут захисту навколишнього середовища і людини
МОН України та НАН України,
вул. Преображенська, 3, Одеса, 65082, Україна

² Інститут ботаніки ім. М.Г. Холодного НАН України,
вул. Терещенківська, 2, Київ 01004, Україна
e-mail: ptsar@ukr.net
ORCID 0000-0003-0711-8573

Г.М. КІРЮШКІНА, ст. наук. співроб.,
Фізико-хімічний інститут захисту навколишнього середовища і людини
МОН України та НАН України,
вул. Преображенська, 3, Одеса, 65082, Україна
e-mail: i.l.monitoring@ukr.net
ORCID 0000-0003-4445-9879

ТАКСОНОМІЧНЕ РІЗНОМАНІТТЯ ТА ЕКОЛОГІЧНІ ХАРАКТЕРИСТИКИ CHLOROPHYTA І CHAROPHYTA ВОДОЙМ БАСЕЙНУ КУЯЛЬНИЦЬКОГО ЛИМАНУ (УКРАЇНА, ПІВНІЧНО-ЗАХІДНЕ ПРИЧОРНОМОР'Я)*

Наведено результати аналізу оригінальних даних (2001—2018 рр.) з екології і біогеографічного розподілу 45 видів та внутрішньовидових таксонів Chlorophyta із порядків Cladophorales (8), Ulotrichales (4), Ulvales (6), Chlorellales (1), Chlamydomona-

* Робота виконується в рамках проекту Міністерства освіти і науки України «Наукові засади охорони, відновлення, примноження та раціонального використання фіторесурсів Куяльницького лиману».

Ц и т у в а н н я: Шихалєєва Г.М., Еннан А.А.-А., Царенко П.М., Кірюшкіна Г.М. Таксономічне різноманіття та екологічні характеристики Chlorophyta і Charophyta водойм басейну Куяльницького лиману (Україна, Північно-Західне Причорномор'я). *Гідробіол. журн.* 2022. Т. 58. № 5. С. 29—44.

dales (6) і Sphaeropleales (20) та 7 видів Charophyta із порядків Zygnematales (2), Desmidiaceales (4) та Charales (1) гіпергалінного Куяльницького лиману, його основних допливів та різнотипних водойм на території узбережжя у двохкілометровій водоохоронній зоні. Для кожного виду наведено екологічні характеристики (відношення до рН, солоності та вмісту органічних речовин, а також екологічна приуроченість) та умови його місцезростання (температура, солоність, рН, вміст неорганічних сполук азоту і фосфору). У гіпергалінному Куяльницькому лимані концентрація біогенних елементів (азоту і фосфору) була високою в усі періоди водності. Збільшення мінералізації лиману до 200—320 ‰ призводило до збіднення видового різноманіття, змін у структурі водоростевих угруповань та до переважання видів роду *Dunaliella* Teod. (Chlorophyta).

Ключові слова: водойми басейну Куяльницького лиману, екологія, біоіндикація, Chlorophyta, Charophyta.

У результаті багаторічних регулярних альгофлористичних досліджень фахівців Фізико-хімічного інституту захисту навколишнього середовища і людини МОН України та НАН України (ФХІЗНСІЛ), Інституту ботаніки ім. М.Г. Холодного НАН України та Одеського національного університету ім. І.І. Мечникова накопичено великий обсяг фактичного матеріалу, систематизація і аналіз якого дозволяє розширити еколого-біологічні характеристики значної кількості видів водоростей різних систематичних груп.

Деякі відомості щодо екологічних характеристик водоростей наведено в узагальнюючій серії «Algae of Ukraine...» [20] та зведенні [2]. Детальнішу характеристику 279 (283 ввт) видів водоростей, виявлених при дослідженні альгофлори водних і ґрунтових екоотопів басейну Куяльницького лиману у період 2001—2018 рр., відображено в [8]. Однак конкретні відомості щодо умов їхнього зростання, за винятком лише найпоширеніших видів, відсутні.

Представлена робота є продовженням циклу публікацій щодо природи басейну Куяльницького лиману і присвячена аналізу екологічних характеристик водоростей відділів Chlorophyta і Charophyta лиману, його основних допливів і суміжних з ним різнотипних водних об'єктів.

Матеріал і методика досліджень

У якості матеріалу використані оригінальні дані синхронних багаторічних (2001—2018 рр.) альгофлористичних досліджень водойм басейну Куяльницького лиману. Охарактеризовано фізико-хімічні умови зростання водоростей (рН, температура води, солоність і вміст неорганічних сполук азоту і фосфору (NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- , PO_4^{3-})). Температуру середовища вимірювали скляним термометром ТЛ-4 зі шкалою розподілу 0,1 °С, а рН — за допомогою рН-метра з автономним живленням рН-150 МІ.

Гідрохімічний аналіз здійснювали за стандартними методиками в атестованій випробувальній лабораторії «Моніторинг» ФХІЗНСІЛ. Розраховано індекси сапробності за результатами наявності виду в пробах з відомими значеннями індивідуального індексу сапробності [2, 3, 14] за методом Пантле — Букк у модифікації Сладечека [23].

Карта-схема відбору проб водоростей на станціях моніторингу в басейні Куяльницького лиману представлена на рисунку 1.

Відбір проб в акваторії лиману здійснювали щоквартально вздовж берегових маршрутів на 15 станціях постійного спостереження (2001—2018 рр.), а під час високої водності лиману — на гідроботанічних розрізах (серпень — вересень 2004—2005 рр.); у пониззі р. Великий Куяльник в районі штучного насипу — щоквартально та епізодично — на шести станціях за руслом р. Великий Куяльник у межах с. Северинівка — смт. Ширяєве (2007 р., 2010 р.) (див. рис. 1).

Методи альгофлористичних досліджень детально описано раніше [21, 22, 24], вони відповідають загальноприйнятим підходам у дослідженні водоростей [5].

Результати альгологічних зборів та гідрохімічних досліджень за період 2001—2018 рр. у басейні Куяльницького лиману зберігаються у сформованій у ФХІЗНСІЛ електронній базі даних за тематичними блоками «Альгофлора Куяльницького лиману, його приток та суміжних водойм», «Поверхневі води басейну Куяльницького лиману».

Результати досліджень та їх обговорення

Головний об'єкт дослідження — гіпергалінний Куяльницький лиман належить до групи закритих лиманів Північно-Західного Причорномор'я і є одним з найдавніших на північно-західному узбережжі Чорного моря. Він розташований на північ від м. Одеси в долині р. Великий Куяльник і відділений від моря Хаджибейсько-Куяльницьким пересипом. Особливістю лиману є значна мінливість водного режиму: для нього характерні різкі коливання рівня та солоності води [6, 11, 17], що визначає розвиток водоростевих угруповань. Абсолютні значення солоності води Куяльницького лиману за період досліджень альгофлори змінювались у межах 49,9 ‰ (а у місцях стоку прісних вод на мілководді — 13—30 ‰) — 417 ‰. Основними допливами південної частини акваторії лиману є води, які поступають через канали стоків з Корсунцівських і Пересипських ставків. Об'єми їх в останні роки не перевищують 1,5 млн. м³. З північного сходу в центральну частину лиману надходять води з частково пересихаючих водотоків — річок Долдока і Кубанка, з південного сходу — води зі струмка за траверзом с. Красносілка (~200 м³/добу). На західному узбережжі лиману води з постійно діючого струмка за траверзом с. Августівка в об'ємах ~ 100 м³/добу поступають у центральну акваторію лиману. У північну частину акваторії лиману надходять води з р. Великий Куяльник, що в минулому столітті була найбільшим допливом. За сучасного періоду, за даними експедиційних спостережень, об'єм стоку води з р. Великий Куяльник нестабільний: у 2003—2006 рр. він змінювався в межах 5—7 млн. м³/рік, а з 2007 р. — не перевищував 1 млн. м³/рік [1, 18].

Зазначені допливи, а також розповсюджені в літоралі узбережжя лиману ефемерні водойми з солоністю води в межах 3,7—325 ‰ є потенційними джерелами видового різноманіття альгофлори Кл [22].

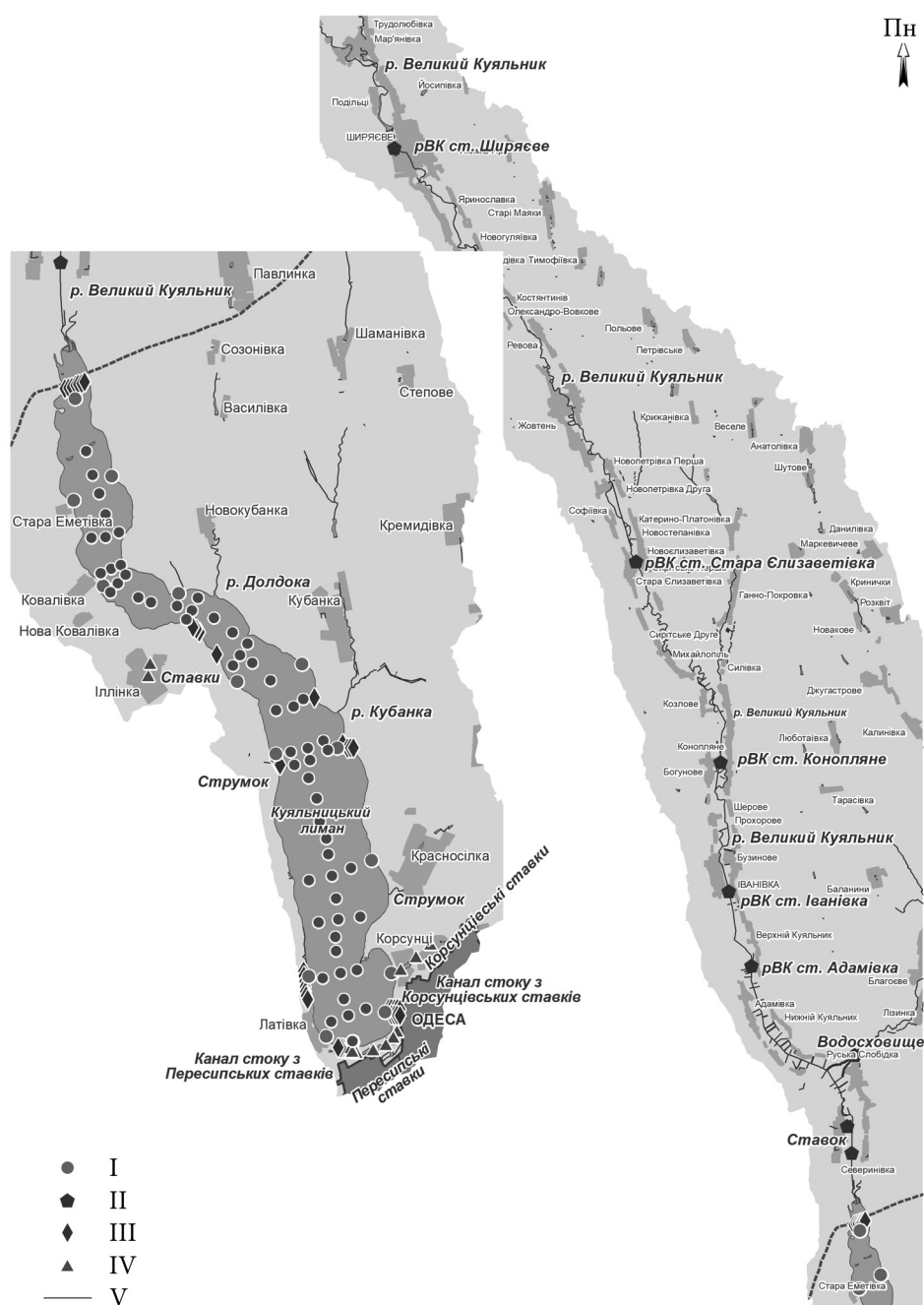


Рис. 1. Карта-схема водних об'єктів басейну Куяльницького лиману із зазначенням станцій відбору проб: I — акваторія лиману, II — русло р. Великий Куяльник, III — ефемерні водойми; IV — ставки; V — струмки.

За результатами гідрохімічних досліджень, у іонному складі поверхневих вод басейну Куяльницького лиману серед катіонів домінують іони натрію, рідше — магнію (р. Долдока, ставки з окол. с. Іллінка, водосхови-

ще на р. Кошкова), аніонів — хлорид- і сульфат-іони, рідше — гідрокарбонат-іони (водосховище). У досліджених водоймах концентрація біогенних елементів варіювала у дуже широких межах. Найбільший вміст амонійного азоту, а також нітритів та нітратів зареєстровано у Куяльницькому лимані, тоді як найвища концентрація неорганічного фосфору — у р. Великий Куяльник, ставках і каналах (табл. 1). Активна реакція середовища в усіх досліджених водоймах була подібною і варіювала від слабо кислої до лужної (рН = 6,2—9,2) (табл. 2). Значення солоності води, температури, рН і вміст неорганічних сполук азоту та фосфору наведено в таблицях 1 і 2.

За період багаторічних (2001—2018 рр.) досліджень альгофлори водних об'єктів басейну Куяльницького лиману виявлено 270 видів (274 внутрішньовидових таксонів) водоростей з 9 відділів, 15 класів, 35 порядків, 72 родин і 115 родів. Переважали представники відділу Bacillariophyta (58,8 % загальної кількості видів). Різноманіття Cyanoprokaryota і Chlorophyta нижче — відповідно 16,8 і 14,6 % видового складу. Менш суттєвий внесок до флори водоростей досліджених водних об'єктів басейну лиману належить Euglenophyta — 5,9 %, Charophyta — 2,6 % і Chrysophyta — 1,1 % загальної кількості видів та внутрішньовидових таксонів.

Зелені водорості 40 видів (45 внутрішньовидових таксонів) за кількістю поступаються діатомовим і синьозеленим. Їхне різноманіття у водоймах басейну Куяльницького лиману у сучасний період визначають представники класів Chlorophyceae (22 види, або 55,0 % видового складу зелених водоростей) і Ulvophyceae (14 видів, або 35,0 %). Клас Trebouxiophyceae представлений лише двома видами. Найчисленнішим за кількістю видів є порядок Sphaeropleales (18 видів, або 45 %) (табл. 2). Серед родин переважають Scenedesmaceae (12 видів), Cladophoraceae (6), Ulvaceae та Hydrodictyaceae (по 5), що складають 70 % видового складу зелених

Таблиця 1

Концентрація біогенних елементів у водоймах басейну Куяльницького лиману

Типи водних об'єктів	NH_4^+ , мг/дм ³	NO_2^- , мг/дм ³	NO_3^- , мг/дм ³	PO_4^{3-} , мг/дм ³
I	0,72—68,91	0,006—0,670	0,05—12,10	0,02—2,78
II	0,31—4,89	0,002—0,060	0,05—1,20	0,02—8,30
III	—	—	—	—
IV	0,10—4,47	0,001—0,500	0,05—0,81	0,01—7,77
V	0,11—2,71	0,038—0,052	1,28—2,70	0,04—7,71
VI	0,10—4,89	0,006—0,500	0,05—1,45	0,29—7,77
VII	1,25—3,13	0,011—0,214	0,54—1,30	0,18

Примітка. Тут і в табл. 2: типи водних об'єктів: I — акваторія лиману; II — русло р. Великий Куяльник; III — ефемерні водойми; IV — ставки; V — струмки; VI — канали стоку з Пересипських і Корсунцівських ставків; VII — водосховище. «—» — дані відсутні.

Таблиця 2
 Фізико-хімічні показники місцезростань та екологічні характеристики *Cladophora* і *Sagorophyta* водойм басейну Куяльницького лиману (за оригінальними і літературними даними)

Види і внутрішньовидові таксони	Типи водних об'єктів (упорядковані)	Фізико-хімічні показники			Розподіл водоростей за відношенням до		
		Т, °С	рН	солоність, ‰	рН [2, 3, 13]	солоності [2, 3, 13]	вмісту органічних речовин [2, 3, 13]
<i>Cladophora fracta</i> (O. Müll. ex Vahl.) Kütz.	II, IV (пер)	11–17	6,5–8,2	0,7–4,7	alk	i	β (2,0)
<i>C. glomerata</i> (L.) Kütz.	II, IV (пер)	11–21	6,5–8,2	0,8–2,7	alk	mh	β (2,0)
<i>C. siwaschensis</i> C. Meyer	I ¹ , II, IV (пер)	11–34	6,9–8,2	2,7–168,9	alk	ph	—
<i>Cladophora</i> sp.	VI (пер)	18–23	6,5–7,6	2,0–8,1	—	—	—
<i>Rhizoclonium hieroglyphicum</i> (C. Agardh) Kütz.	I, III, IV (бен, пер)	0–26	6,5–8,4	1,0–160,8	acb	hl	o–β (1,4)
<i>Rh. riparium</i> (Roth) Harvey (= <i>Rh. implexum</i> (Dillwyn) Kütz.)	I ² , III (бен, пер)	7–26	7,1–8,6	12,6–160,8	alk	ph	—
<i>Rh. tortuosum</i> (Dillwyn) Kütz.	I, III, IV, V (бен, пер)	7–25	7,1–8,2	3,9–134,2	alk	ph	—
<i>Rhizoclonium</i> sp.	III, VI (пер)	22–30	7,2–9,1	1,1–164,8	—	—	—
<i>Ulothrix implexa</i> (Kütz.) Kütz.	I ³ (бен)	13–23	6,3–7,7	189,0–226,0	alk	ph	—
<i>U. tenerrima</i> (Kütz.) Kütz.	II, VI (бен, пер)	0–26	7,1–7,9	1,0–3,3	alk	i	o–α (1,8)
<i>U. zonata</i> (Weber et Mohr) Kütz.	I ⁴ , III, V, VI (бен, пер)	0–18	6,6–8,1	1,6–311,7	ind	i	o–α (1,8)

Продовження табл. 2

Види і внутрішньовидові таксони	Типи водних об'єктів (групування)	Фізико-хімічні показники			Розподіл водоростей за відношенням до		
		Т, °С	рН	солоність, ‰	рН [2, 3, 13]	солоності [2, 3, 13]	вмісту органічних речовин [2, 3, 13]
<i>Ulothrix</i> sp.	I ⁵ , II, III, VI (бен, пер)	0–18	7,1–8,3	1,4–305,9	–	–	–
<i>Ulva clathrata</i> (Roth) C. Agardh	I ⁶ , V, VI (пер)	12–30	7,3–7,7	3,2–339,1	alk	ph	–
<i>U. compressa</i> L.	III, V, VI (пер)	12–16	7,4–8,2	0,6–18,9	alk	ph	–
<i>U. flexuosa</i> Wulf.	VI (пер)	21	7,3	0,7	alk	mh	–
<i>U. intestinalis</i> L.	I, II, V (бен, пер)	9–26	6,7–7,7	1,9–280,6	alb	ph	β–α (2,4)
<i>U. prolifera</i> O. Müll.	I ⁷ , VI (бен, пер)	11–16	7,3–7,4	0,6–251,0	alk	ph	–
<i>Ulva</i> sp.	VI (пер)	21–23	6,5–7,6	2,4–8,1	–	–	–
<i>Chlorella vulgaris</i> Beijer.	I ⁸ , II, III, IV, VI (пл)	11–26	6,1–8,6	0,6–321,0	alk	hl	ρ (4,5)
<i>Golenkiniopsis longispina</i> (Korschikov) Korschikov	IV (пл, бен)	17	6,1	0,8	alk	i	–
<i>Microglena monadina</i> Ehrenb.	II, III, IV (бен, пер)	11–18	7,3–8,2	2,0–21,1	ind	i	β (2,0)
<i>Chlamydomonas</i> sp.	III (бен)	25	7,3	128,2	–	–	–
<i>Dunaliella salina</i> (Dunal) Teodor.	I ⁹ , III (пл, бен, пер)	12–36	6,9–8,3	5,4–325,5	alk	ph	–
<i>D. viridis</i> Teodor.	I (пл, пер)	25–26	7,3–7,4	233,0–235,0	alk	mh	–
<i>Sphaerocystis planctonica</i> (Korschikov) Bourr.	II (пл, бен)	21	8,16	2,8	alk	i	–

Продовження табл. 2

Види і внутрішньовидові таксони	Типи водних об'єктів (угруповання)	Фізико-хімічні показники			Розподіл водоростей за відношенням до		
		Т, °С	рН	солоність, ‰	рН [2, 3, 13]	солоності [2, 3, 13]	вмісту органічних речовин [2, 3, 13]
<i>Laumastrium gracillimum</i> (West et G.S. West) H. Mc Manus	II, VII (пл)	1–23	7,6–7,8	0,6–8,1	—	I	—
<i>Monactinus simplex</i> (Meyen) Corda	VII (пл, бен, пер)	15	7,2	0,7	—	hl	—
<i>Pediastrum duplex</i> Meyen	II, VII (пл, бен)	15–23	7,2–7,6	0,7–8,1	—	i	β (2,0)
<i>Pseudopediastrum boryanum</i> (Turpin) E. Hegew.	II (пл, бен, пер)	11	8,2	2,7	—	i	β (2,0)
<i>Tetraedron minimum</i> (A. Braun) Hansg.	II, IV, VI (пл, пер)	0–6	7,2–8,8	1,6–2,8	—	i	β (2,0)
<i>Hyaloraphidium contortum</i> Pascher et Korschikov	IV, VI (пл, бен, пер)	21–23	7,3–8,1	0,7–1,0	—	i	—
<i>Monorapidium irregulare</i> (G.M. Sm.) Komark.—Legn.	IV (пл)	0–1	7,9–8,1	0,9–1,6	—	i	—
<i>Desmodesmus armatus</i> (Chodat) E. Hegew.	II, IV (пл, бен)	15–27	6,4–9,3	0,7–8,1	—	hl	—
<i>D. communis</i> (E. Hegew.) E. Hegew.	II, IV (пл, бен)	1–26	7,9–8,8	0,9–5,7	—	i	β (2,0)
<i>D. intermedius</i> (Chodat) E. Hegew.	II, IV (пл, бен)	1–26	8,1–8,8	1,0–5,7	alk	hl	—
<i>D. microspina</i> (Chodat) P. Tsarenko	II (пер)	22	8,8	5,7	alk	i	—
<i>D. opoliensis</i> (P.G. Richter) E. Hegew. var. <i>mononensis</i> (Chodat) E. Hegew.	I, II, IV, VII (пл, пер)	1–26	7,2–8,3	0,7–132,0	alk	hl	β (2,0)

Продовження табл. 2

Види і внутрішньовидові таксони	Типи водних об'єктів (угруповання)	Фізико-хімічні показники			Розподіл водоростей за відношенням до		
		Т, °С	рН	солоність, ‰	рН [2, 3, 13]	солоності [2, 3, 13]	вмісту органічних речовин [2, 3, 13]
<i>D. oroliensis</i> var. <i>carinatus</i> (Lemmerm.) E. Hegew.	II (пл, пер)	22	8,8	5,7	—	i	—
<i>Scenedesmus arcuatus</i> (Lemmerm.) Lemmerm.	IV (пл, пер)	11–23	7,60–7,93	0,9–1,6	alk	i	β (2,0)
<i>S. ellipticus</i> Corda	II (бен, пер)	1	7,9–8,8	1,0–5,7	alk	i	o–β (1,4)
<i>S. obtusus</i> Meyen	IV (пл, пер)	11–13	7,5–7,9	1,6–1,8	alk	hl	—
<i>Tetradesmus dimorphus</i> (Turpin) M.J. Wynne	II, IV (пл, бен, пер)	1–15	6,4–8,8	1,0–5,7	alk	i	o–β (1,4)
<i>T. obliquus</i> (Turpin) M.J. Wynne	IV, VI (пл, пер)	17–26	7,3–7,9	0,6–1,9	—	i	—
<i>Tetrastrum triangulare</i> (Chodat) Komárek	I ⁰	30–32	6,4–6,9	254,0–381,0	—	i	—
<i>Mougeotia viridis</i> (Kütz.) Witttr.	IV (пер)	11	8,2	2,7	—	i	o (1,0)
<i>Spirogyra decimina</i> (O. Müll.) Dumort.	IV, VI (пл, пер)	0–21	7,0–7,9	0,7–2,7	alk	i	β–α (2,4)
<i>Scenedesmus arcuatus</i> (Lemmerm.) Lemmerm.	IV (пл, пер)	11–23	7,60–7,93	0,9–1,6	alk	i	β (2,0)
<i>Closterium lunula</i> Ehrenb. et Hemprich ex Ralfs	II, VI (пл, пер)	11–24	7,1–8,2	2,7–4,9	alk	i	o (1,0)
<i>C. moniliferum</i> Ehrenb. ex Ralfs	VI (пл, пер)	24	7,1	4,9	alk	i	β (2,0)

Продовження табл. 2

Види і внутрішньовидові таксони	Типи водних об'єктів (угруповання)	Фізико-хімічні показники			Розподіл водоростей за відношенням до		
		Т, °С	рН	солоність, ‰	рН [2, 3, 13]	солоності [2, 3, 13]	вмісту органічних речовин [2, 3, 13]
<i>Cosmarium margaritiferrum</i> Menegh. ex Ralfs	II (бен, пер)	11	8,2	2,7	alk	i	—
<i>C. phaseolus</i> Bréb. ex Ralfs	IV (пл)	9–27	7,7–9,2	1,9–4,7	—	i	—
<i>Chara vulgaris</i> L.	II, IV (бен)	0–21	7,9–8,3	0,9–3,4	alk	i	—

Примітка. Типи водних об'єктів: I–VII — див. табл. 1; I¹ — крім того, в останні роки при сильному осолоненні води на вологих ґрунтах прибережної зони лиману; I² — крім того, на ґрунтах прибережної зони лиману; I³ — крім того, в осели на ґрунтах прибережної зони лиману; I⁴ — лише на ґрунтах прибережної зони лиману; I⁵ — лише на вологих ґрунтах у південно-східній частині узбережжя лиману; I⁶ — лише на вологих ґрунтах прибережної зони лиману; I⁷ — крім того, на вологих ґрунтах прибережної зони лиману; I⁸ — за оригінальними даними — на ґрунтах прибережної зони, за даними [7] — в акваторії південної частини лиману в період подачі морської води; I⁹ — крім того, при осолоненні води на вологих ґрунтах прибережної зони; I¹⁰ — лише на вологих ґрунтах північно-західної частини узбережжя лиману. Угруповання: пл — планктон; бен — бентос; пер — перифітон. Галобність: ph — полігалоб; mh — мезогалоб; hl — галофіл; i — індіферент. Відношення до рН середовища: alk — алкаліфіл; ind — індіферент; alb — алкаліобіонт; o — олігосапробіонт; o-β — оліго-бета-зосапробіонт; α — альфа-зосапробіонт; β-α — бета-альфа-зосапробіонт; aсb — ацидобіонт. Сапробність: β — бета-зосапробіонт; р — полісапробіонт; у дужках — індивідуальний індекс сапробності. «—» — дані відсутні.

водоростей, а на рівні родів — *Desmodesmus* (Chodat) An, Friedl & E. Hegew. і *Ulva* L. (по 6 видів), які об'єднують майже третину загальної кількості зелених водоростей водних об'єктів басейну лиману (див. табл. 2).

Серед Charophyta за сучасного періоду переважають представники класу Conjugatorphyceae (6 видів). Клас Charophyceae представлений лише одним видом — *Chara vulgaris* L. (= *Ch. foetida* A. Braun). Найчисленнішими за кількістю видів є порядок Desmidiiales (4), родини Closteriaceae, Desmidiaceae і Zygnemataceae (по 2 види) та роди *Closterium* Nitzsch ex Ralfs і *Cosmarium* Corda ex Ralfs (по 2 види) (див. табл. 2).

За літературними [4, 9–12] та оригінальними даними, за понад 150-річний період у водних об'єктах басейну Куяльницького лиману виявлено 53 види (56 ввт) Chlorophyta і 12 видів Charophyta. Співвідношення провідних за кількістю видів родин і родів Chlorophyta водних екотопів басейну лиману, виявлених за даними літератури за період 1867–2000 рр. і оригінальними даними за період 2001–2018 рр., представлено на рисунках 2 і 3.

До найпоширеніших видів водоростей водних об'єктів басейну Куяльницького лиману із відділу Chlorophyta у сучасний період належать *Ulva intestinalis*, *U. compressa*, *U. prolifera*, *Cladophora siwaschensis*, *Rhizoclonium hieroglyphicum* і *R. tortuosum*.

За приуроченістю до місцезростання переважали бентосні форми Chlorophyta і Charophyta. Частка планктонних форм Chlorophyta становила близько 18 %, а Charophyta — близько 14 %.

Слід зазначити, що для таких мілководних водойм, як Куяльницький лиман, розподіл на бентосні і планктонні форми є умовним, оскільки планктонні форми осідають на дно і ми спостерігаємо їх у бентосі.

За показниками солоності води в Куяльницькому лимані та ефемерних водоймах із представників Chlorophyta з відомою галобністю переважали полігалоби (відповідно 66,6 і 62,5 %) та індіференти (22,2 %), а у р. Великий Куяльник і ставках — індіференти (відповідно 60,0 і 55,6 %) і галофіли (відповідно 30,0 і 33,3 %).

Серед Charophyta у всіх досліджених прісних та солонуватих водоймах і водотоках басейну лиману (річки, ставки, канали стоку з Пересипських ставків, струмки) у сучасний період переважають індіференти. У Куяльницькому лимані представників Charophyta в цей період не виявлено.

Переважання індіферентних видів, здатних розвиватися у широкому діапазоні солоності, віддзеркалює ступінь мінералізації водних об'єктів басейну Куяльницького лиману і узгоджується з розподілом видів за екотопічною приналежністю та підтверджує факт періодичного осолонення і розпріснення лиману. В той же час, у лимані наявні як ультрагалінні, так і прісноводні види водоростей.

Наймасовіші з полігалобів види — *Cladophora siwaschensis*, *Rhizoclonium riparium*, *Rh. tortuosum*, *Ulva clathrata*, *U. intestinalis*, *Dunaliella salina*, що узгоджується з даними для інших мінералізованих водойм [8].

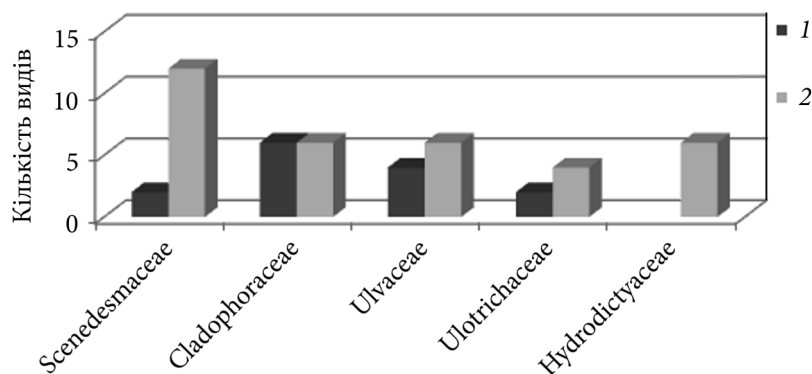


Рис. 2. Співвідношення провідних за кількістю видів родин Chlorophyta водних об'єктів басейну Куяльницького лиману за різних періодів досліджень. Тут і на рис 3: 1 — 1867—2000 рр. (за літературними даними); 2 — 2001—2018 рр. (за оригінальними даними)

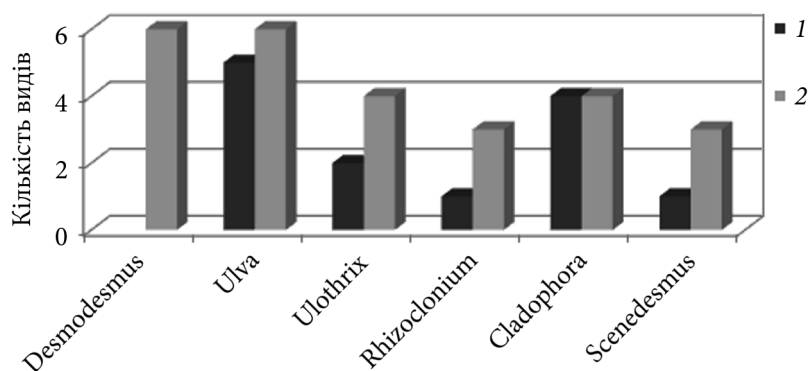


Рис. 3. Співвідношення провідних за кількістю видів родів Chlorophyta водних об'єктів басейну Куяльницького лиману за різних періодів досліджень

Серед індіферентів виявлені *Cladophora fracta*, *Ulothrix zonata* і *Microglena tonadina*. Деякі індіферентні за відношенням до солоності води види розвиваються, переважно, у прісних водоймах (*Ulothrix tenerrima*, *Sphaerocystis planctonica*, *Pediastrum duplex* та ін.) (див. табл. 2).

За відношенням до рН середовища серед Chlorophyta і Charophyta домінують алкаліфіли (відповідно 86,2 і 100 %). Індіференти серед Chlorophyta представлені двома видами, ацидобіонти і алкалібіонти — по одному виду.

За географічним поширенням водоростеві угруповання Chlorophyta і Charophyta гетерогенні. Основу їхнього сучасного флористичного списку складають «космополіти» — види з широким географічним поширенням (відповідно 30 і 7 видів, або 78,9 і 100 % видів зі з'ясованим географічним місцезнаходженням).

Значна частина Chlorophyta і Charophyta, виявлених у сучасний період у водних об'єктах басейну лиману, є індикаторами органічного забруднення води (див. табл. 2). У водних об'єктах басейну Куяльницького лиману серед Chlorophyta виявлено 16 видів — індикаторів сапробності (40,0 %), а серед Charophyta — 4 види — індикатори сапробності (57,1 %). Основна частина індикаторних видів Chlorophyta належить до β -мезосапробіонтів (56,3 %). Частка β - α -мезосапробіонтів становила — 6,3 %, α - β -мезосапробіонтів — 18,8, α - α -мезосапробіонтів — 12,5, а ρ -сапробіонтів — 6,3 %.

Серед Charophyta мешканці чистих вод — α -сапробіонти (два види) і помірно забруднених вод — β - та β - α -мезосапробіонти (два види) представлені однаковою кількістю видів.

Індекс сапробності у Куяльницькому лимані та ефемерних водоймах змінювався від 2,6 до 3,3, у р. Великий Куяльник, ставках, каналах стоку вод з Пересипських і Корсунцівських ставків, струмках і у водосховищі — від 2,1 до 2,4.

Розподіл Chlorophyta і Charophyta за результатами 2001—2018 рр. наступний: у складі альгофлори Куяльницького лиману зареєстровано 10 видів Chlorophyta, річок — 2 види Chlorophyta і 4 види Charophyta, Корсунцівських ставків — відповідно 8 і 3, Пересипських ставків — відповідно 16 і 2, ставків з околиць сіл Іллінка і Северинівка — по одному виду Charophyta; каналів стоку з Корсунцівських ставків — 2, з Пересипських ставків — 16 Chlorophyta і 3 види Charophyta, ефемерних водойм — відповідно 10 і 1, струмків і водосховища — по 4 види Chlorophyta (див. табл. 2).

Лише два види — *Rhizoclonium hieroglyphicum* і *Ulva intestinalis* були спільними для Куяльницького лиману (в період розпріснення) і його основних допливів (річок, каналів стоку зі ставків, струмків) і ефемерних водойм на літоралі узбережжя лиману.

Порівняльний аналіз видового складу альгофлори Chlorophyta і Charophyta лиману, його основних допливів (річки, струмки, канали стоку вод з Пересипських і Корсунцівських ставків) та суміжних з ним різнотипних водойм (ставки, ефемерні водойми) показує, що кожен з них характеризується досить своєрідним комплексом видів (див. табл. 2), що обумовлюється, в першу чергу, особливостями їхнього гідролого-гідрохімічного режиму і морфометричними характеристиками [15, 16, 18].

Найбільше різноманіття водоростей відділів Chlorophyta і Charophyta характерне для річок і ставків, найменше — виявлено у водосховищі і струмках (див. табл. 2), що пов'язано, вірогідно, з їхнім частим пересиханням внаслідок кліматичних змін [8], а звідси, і меншою вивченістю.

На ґрунтах узбережжя Куяльницького лиману в 2016—2018 рр. виявлено 10 видів Chlorophyta з 2 класів, 5 порядків, 6 родин і 7 родів. Спільними для солонців узбережжя лиману і його донних відкладів були 4 види Chlorophyta — *Cladophora siwaschensis*, *Rhizoclonium riparium*, *Ulothrix implexa* і *Dunaliella salina* (див. табл. 2).

У ґрунтових екотопах Куяльницького лиману серед виявлених Chlorophyta за відношенням до солоності води також переважають полігалоби (60 %), за відношенням до рН — алкаліфіли (70 %), а за географічним поширенням — космополіти (80 %).

Висновки

Результати проведених у 2001—2018 рр. досліджень доповнюють і уточнюють літературні дані щодо галобності, відношення до рН, температури та місць зростання 40 видів (45 ввт) Chlorophyta і 7 видів Charophyta гіпергалінного Куяльницького лиману, його основних допливів і суміжних з ним різнотипних водойм.

У планктоні Куяльницького лиману переважали представники родів *Dunaliella* і *Chlorella*, а у р. Великий Куяльник і ставках — представники родів *Desmodesmus* та *Sphaerocystis*. У бентосі та перифітоні основна роль належала представникам родів *Ulva*, *Ulothrix* і *Cladophora*.

За відношенням до солоності у водних і наземних екотопах басейну лиману домінували полігалоби і індіференти, до рН середовища — алкаліфіли, до температури води — евритермні та мезотермні організми.

Для деяких видів значення галобності і відношення до рН не співпадають з літературними даними [2, 3, 14] та доповнюють широту екологічної амплітуди конкретного виду.

Серед індикаторів сапробності переважали β -мезосапробіонти, вміст β -сапробіонтів невеликий, але їхній масовий розвиток вказує на забруднення водойм басейну лиману органічними сполуками, що підтверджується результатами гідрохімічних досліджень [19].

Головним чинником, що регулює видове різноманіття гіпергалінного Куяльницького лиману, є мінералізація води. На видове різноманіття впливають також його допливи, ефемерні водойми та прибережні території, які слугують резерватами водоростевих угруповань.

Серед макроводоростей найбільшою пластичністю характеризувались зелені водорості *Ulva compressa* та *Cladophora siwaschensis*, а серед мікроводоростей — *Dunaliella salina*.

Отримані результати сприятимуть у подальшому розробці нових підходів щодо прогнозу можливих змін водних екосистем аридних регіонів.

Список використаної літератури

1. Адобовский В.В., Шихалеева Г.Н. Трансформация параметров руслового стока в бассейне Куяльницкого лимана. Природно-ресурсный потенциал Куяльницкого и Хаджибейского лиманов, территории межлиманья: современное состояние, перспективы развития : материалы Всеукр. науч.-практ. конф. Одесса : ТЭС, 2015. С. 11—13.
2. Барінова С.С., Белоус Е.П., Царенко П.М. Альгоиндикация водных объектов Украины: методы и перспективы. Хайфа — Киев : Изд-во Хайф. ун-та, 2019. 367 с.
3. Барінова С.С., Медведева Л.А., Анисимова О.В. Биоразнообразие водорослей-индикаторов окружающей среды. Тель-Авив : Pil. Stud., 2006. 498 с.
4. Борисова Е.В., Ткаченко Ф.П. Материалы к флоре Charales Юго-Запада Украины. *Альгология*. 2008. Т. 18, № 3. С. 287—298.

5. Водоросли: Справочник / Под. общ. Ред.. С.П. Вассера. Киев : Наук. думка, 1989. 608 с.
6. Гопченко Є.Д., Гриб О.М. Оцінка складових водного балансу Куяльницького лиману та визначення причин сучасного обміління. *Метеорологія і гідрологія*. 2010. Вип. 51. С. 200—215.
7. Дерезюк Н.В. Фітопланктон Куяльницького лиману у 2015—2017 рр. *Людина та довкілля. Проблеми неоекології*. 2017. Т. 27, № 1—2. С. 52—61.
8. *Енциклопедія Куяльницького лиману*: у 8 т. / гол. ред. А.А.-А. Еннан; видавнича рада: Б.Є. Патон (голова), С.Р. Гриневецький (заст. голови), А.А.-А. Еннан [та ін.]; ФХІЗНСІЛ МОН і НАН України. Одеса, 2018. Т. 2: Водорості / Герасимюк В.П., Еннан А.А.-А., Шихалеева Г.М.; відп. ред. П.М. Царенко, А.А.-А. Еннан. Одеса : Астропринт, 2020. 448 с.
9. Масюк Н.П. Морфология, систематика, экология, географическое распространение рода *Dunaliella* Теод. и перспективы его практического использования. Киев : Наук. Думка, 1973. 244 с.
10. Погребняк И.И. Донная растительность лиманов Северо-Западного Причерноморья и сопредельных акваторий Черного моря : автореф. дис ... докт. биол. наук. Одесса, 1965. 31 с.
11. Розенгурт М.Ш. Гидрология и перспективы реконструкции природных ресурсов Одесских лиманов. Киев : Наук. думка, 1974. 221 с.
12. Ткаченко Ф.П. Макрофитобентос Одесских лиманов (Хаджибейского и Куяльницького) в условиях антропогенного влияния. 36. доп. наук.-практ. конф. «Екологічні проблеми водних екосистем та забезпечення безпеки життєдіяльності на водному транспорті». Одеса, 2001. С. 85—88.
13. Ткаченко Ф.П. Макрофитобентос Північно-Західної частини Чорного моря (флора, розповсюдження, екологія, перспективи практичного використання) : автореф. дис. ... докт. біол. наук. Київ, 2007. 35 с.
14. Унифицированные методы исследования качества вод. Ч. 3. Методы биологического анализа. Приложение 2. Атлас сапробных организмов. Москва : Секретариат СЭВ, 1977. 228 с.
15. Шихалеева Г.Н., Эннан А.А., Чурсина О.Д. и др. Многолетняя динамика водно-солевого режима Куяльницького лимана. *Вісн. Одес. нац.ун-ту. Хімія*. 2013. Т. 18. Вип. 3 (47). С. 67—78.
16. Шихалеева Г.М., Герасимюк В.П., Кірюшкіна Г.М. Резистентність і пластичність водоростей до умов солоності на прикладі Куяльницького лиману та ефемерних водойм його узбережжя. Матеріали XIV з'їзду Українського ботанічного т-ва (м. Київ, 25—26 квітня 2017). Київ, 2017. С. 119.
17. Эннан А.А., Шихалеева Г.Н., Адобовский В.В. и др. Деградация водной экосистемы Куяльницького лимана и пути ее восстановления. *Причерномор. екол. бюл.* (Одеса). 2012. № 1 (43). С. 75—85.
18. Эннан А.А., Шихалеева Г.Н., Сизо А.В., Бабинец С.К. Оценка качества воды Куяльницького лимана по комплексу гидрохимических показателей с применением геоинформационных систем. *Вестн. ОНУ. Сер. Химия*. 2010. Т.15. Вип. 13. С. 61—71.
19. Эннан А.А., Шихалеева Г.Н., Шихалеев И.И. и др. Причины и последствия деградации Куяльницького лимана (Северо-Западное Причерноморье, Украина). *Там же*. 2014. Т. 19. Вип. 3 (51). С. 60—69.
20. *Algae of Ukraine: diversity, nomenclature, taxonomy, ecology and geography* / Ed. by P. Tsarenko, S. Wasser, E. Nevo. Ruggell : Gantner Verlag, 2006. Vol. 1. 713 p.; 2009. Vol. 2. 413 p.; 2011. Vol. 3. 510 p.; 2014. Vol. 4. 703 p.
21. Gerasimyuk V.P., Shikhaleyeva G.M., Ennan A.A. et al. Algae of ponds of the Kuyalnik estuary coast (North-Western Black Sea, Ukraine). *Intern. J. Algae*. 2018. Vol. 28, N 4. P. 393—408.
22. Shikhaleyeva G.N, Gerasimiuk V.P., Kiryushkina A.N. et al. Algofloristic studies of the Kuyalnik estuary and temporary water bodies of its vicinities (Northwestern black sea coast, Ukraine). *Ibid.* 2017. Vol. 19, N 3. P. 195—214.

23. Sladeček V. System of water quality from the biological point of view. *Ergebnisse der Limnol.* 1973. Vol. 7. P. 1—128

24. Tsarenko P.M., Ennan A.A., Shikhaleyeva G.N. et al. Cyanoprokaryota of the Kuyalnik Estuary (Ukraine). *Inter. J. Algae.* 2016. Vol. 18, N 4. P. 337—352.

Надійшла 12.04.2022

G.M. Shikhaleyeva, PhD (Chem.), Leading Researcher,
Physical and Chemical Institute for Environment and Human Protection
of MES of Ukraine and NAS of Ukraine,
Preobrazhenska Str., 3, Odesa, 65082, Ukraine
e-mail: i.l.monitoring@ukr.net
ORCID 0000-0002-1475-4415

A.A.-A. Ennan, Dr. (Chem.), Prof., Director,
Physical and Chemical Institute for Environment and Human Protection of MES of
Ukraine and NAS of Ukraine,
Preobrazhenska Str., 3, Odesa, 65082, Ukraine
e-mail: eksvar@ukr.net
ORCID 0000-0003-4578-7858

P. M. Tsarenko, Dr. (Biol.), Prof., Corresponding Member NAS of Ukraine,
Leading Researcher¹, Head of Department²

¹ Physical and Chemical Institute for
Environment and Human Protection of MES of Ukraine and NAS of Ukraine,
Preobrazhenska Str., 3, Odesa, 65082, Ukraine

² M.G. Kholodny Institute of Botany of NAS of Ukraine,
Tereshchenkivska Str., 2, Kyiv 01004, Ukraine

e-mail: ptsar.@ukr.net
ORCID 0000-0003-0711-8573

G.M. Kiryushkina, Senior Researcher,
Physical and Chemical Institute for Environment and Human Protection of MES of
Ukraine and NAS of Ukraine,
Preobrazhenska Str., 3, Odesa, 65082, Ukraine
e-mail: i.l.monitoring@ukr.net
ORCID 0000-0003-4445-9879

TAXONOMIC DIVERSITY AND ECOLOGICAL CHARACTERISTICS OF CHLOROPHYTA AND CHAROPHYTA OF THE KUYALNYK ESTUARY BASIN RESERVOIRS (UKRAINE, NORTH— WESTERN BLACK SEA COAST)

The results of the analysis of original data (2001—2018) on ecology and biogeographic rose subdivision of 45 taxa in the species rank of Chlorophyta from the orders Cladophorales (8), Ulothrichales (4), Ulvales (6), Chlorellales (1), Chlamydomonadales (6) and Sphaeropleales (20) and 7 species of Charophyta from the order of Zygnematales (2), Desmidiaceae (4) and Charales (1) of the hyperhaline Kuyalnyk Estuary, and of the main supplementary waters and various types of water bodies on the territory of the coast near 2 km of the water protection zone.

For each species are given temperature, salinity, pH, saprobic index, the content of biogenic compounds of nitrogen and phosphorus groups at which it is species is found, as well as data on geographical distribution. In the hyperhaline Kuyalnyk Estuary the concentration of nutrients (nitrogen and phosphorus) was high in all periods of water. Increasing water mineralization to 200—320 ‰ led to depletion of species diversity, changes in the structure of algae groups and to the predominance of species of the genus *Dunaliella* (Chlorophyta).

Keywords: ecology, geography, diversity, Chlorophyta, Charophyta, Kuyalnyk Estuary.

УДК 502.51(282):582.261.27(477.411)

М.С. ПРОКОПУК, к. б. н., наук. співроб.,
ДУ «Інститут еволюційної екології НАН України»,
вул. акад. Лебедева, 37, Київ, 03143, Україна
e-mail: maryanaprokopuk406@gmail.com
ORCID 0000-0001-7739-0068

Л.М. ЗУБ, к. б. н., ст. наук. співроб., зав. лабораторії,
ДУ «Інститут еволюційної екології НАН України»,
вул. акад. Лебедева, 37, Київ, 03143, Україна
e-mail: lesyazub2@gmail.com
ORCID 0000-0003-4539-080X

Ю.Г. БЕРЕЗНІЧЕНКО, пров. інж.,
ДУ «Інститут еволюційної екології НАН України»,
вул. акад. Лебедева, 37, Київ, 03143, Україна
e-mail: yu_bereza@yahoo.com
ORCID 0000-0002-8546-1986

**ТРОПІЧНІ ВСЕЛЕНЦІ *EGERIA DENSA* PLANCH.,
PISTIA STRATIOTES L. ТА *EICHHORNIA CRASSIPES*
(MART.) SOLMS У ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМАХ
М. КИЄВА¹**

Наведено результати досліджень південних тропічних макрофітів (*Egeria densa*, *Pistia stratiotes*, *Eichhornia crassipes*) у водних об'єктах в умовах помірно континентального клімату у м. Київ. Вивчено різні аспекти шляхів вселення даних чужорідних видів, їхню екологію: історію появи у водних об'єктах України, особливості фітоценотичної структури угруповань за їхньою участю, продукційні та морфометричні параметри у локальних популяціях, інвазійну поведінку. Види здатні продукувати значну фітомасу: до 0,5 кг/м² — *Eg. densa*; 6 кг/м² — *P. stratiotes* та 13 кг/м² — *E. crassipes*. Вираженість варіацій продукційних параметрів у середині локальних популяцій свідчить про пластичність в умовах регіону досліджень та здатність пристосовуватись до умов вторинного ареалу.

Ключові слова: чужорідні види, міські водні екосистеми, Київ, Україна.

В Європейській стратегії щодо інвазійних чужорідних видів, розробленій Бернською конвенцією, підкреслюється, що сучасна активність видів поза їхнім природним ареалом різко зростає через доступність товарів

¹ Робота підтримана грантом Національної академії наук для молодих вчених у пріоритетних напрямках науки і техніки (№ державної реєстрації 0121U110322).

Ц и т у в а н н я: Прокопук М.С., Зуб Л.М., Березніченко Ю.Г. Тропічні вселенці *Egeria densa* Planch., *Pistia stratiotes* L., *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms у водних екосистемах м. Києва. *Гідробіол. журн.* 2022. Т. 58. № 5. С. 45—61.

як результату глобалізації [14]. Це забезпечує вектори та шляхи вселення живих організмів (рослин, тварин), перетину біогеографічних бар'єрів, які зазвичай блокували їхній рух та поширення [32]. Особливу роль тут відіграють мегаполіси, де зосереджується велика кількість пантропічних чужорідних видів як в руках професіоналів, так і аматорів. Основними шляхами вселення цих видів є втеча з аквакультури (акваріуми чи декоративні водойми) або умисний випуск в природні водойми.

Важливим фактором сучасного прискорення вселення чужорідних видів також є істотні зміни основних кліматичних характеристик. Вони є причиною численних непрямих змін у водних екосистемах. Комбіновані стреси, які їх супроводжують, сильно впливають на аборигенні види гідробіонтів загалом і макрофітів зокрема [29].

На фоні змін клімату трансформація аборигенних угруповань макрофітів посилюється через антропогенну трансформацію водних оселищ та антропогенну евтрофікацію вод. Як результат — звільняється низка екологічних ніш, придатних до вселення нових емігрантів. Так, за останні 15—20 років кількість чужорідних видів макрофітів в Україні зросла у декілька разів [35]. І якщо донедавна більшу частину із них в регіоні склали північноамериканські види (*Elodea canadensis* Michx., *Elodea nuttallii* H.St.John, *Azolla caroliniana* Willd.), на сучасному етапі спостерігається проникнення видів більш південного походження (*Egeria densa* Planch., *Pistia stratiotes* L., *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms). Ці види позитивно реагують на поступове підвищення середньорічних температур води, яке спостерігається сьогодні у країнах з помірним кліматом через глобальну зміну клімату.

Вказаним видам, як і більшості чужорідних макрофітів, притаманний швидкий ріст, висока продуктивність, широка екологічна пластичність і властивість мігрувати на значні відстані. Всі ці риси визначають їхню спроможність до активних інвазій. Вони формують густі підводні (егерія густолиста) чи плаваючі (пістія тілорізовидна, ейхорнія гіацинтова) зарості килимового типу, які за короткий час можуть захоплювати цілі водойми. Це робить їх потенційно небезпечними чужорідними видами. *Egeria densa* включено до списку Європейської та Середземноморської організації захисту рослин в 2005 р., як рослина, що має високий потенціал поширення та є загрозою навколишньому середовищу та біорізноманіттю; *Eichhornia crassipes* включено до списку A2 у 2008 р., де рекомендовано вид для регулювання як карантинного шкідника, а *Pistia stratiotes* додано до цього ж списку у 2017 р.

Водні шляхи є чудовими коридорами як проникнення, так і подальшого поширення чужорідних видів. Експансії гідромережами, зазвичай, мають стрімкий характер: найбільш яскравими прикладами ботанічних «водних» вторгнень є світова інвазія водяного гіацинта *Eichhornia crassipes* — виду, родом із Бразилії, який протягом минулого століття поширився у тропічних меліоративних, іригаційних, навігаційних та інших водних об'єктах по всьому світу — Африці, Австралії, США, Індонезії тощо. В Європі *E. crassipes* поширилась басейнами річок Франції, Італії, Порту-

галії та Іспанії, вид зафіксований як випадковий у кількох європейських країнах з помірним кліматом — Бельгії, Румунії, Нідерландах, Великобританії та Чехії [19, 23]. Цей вид сьогодні у 52 країнах світу вважають серйозним бур'яном, який завдає значних збитків і має колосальний вплив на водні екосистеми та якість води [2, 18].

Завдяки складній європейській мережі внутрішніх водних шляхів поширився ще один тропічний вид з високим інвазійним потенціалом — *Egeria densa* [16]. Природним місцем існування виду є водойми Південної Америки в межах Бразилії, Аргентини і Уругваю [17]. Вперше в США рослину знайдено у 1893 р. (Мілл-нек, Лонг-Айленд) та виставлено на продаж як хороший оксигенатор. Перша європейська знахідка цього виду була в каналі в м. Лейпцигу (Німеччина) у 1910 р. Також цей вид знайдений у Бельгії, Франції, Угорщині, Італії, Нідерландах, Іспанії, Швейцарії, Англії. У шести країнах має статус інвазійного виду [16].

Ще один небезпечний вид — *Pistia stratiotes* — походить з тропічних та субтропічних районів Африки, Азії і Південної Америки. Відомі факти його знахідок в Європі у другій половині ХХ ст. у Нідерландах, Данії, Німеччині, Франції, Іспанії, Італії — відмічені одноразові знахідки [20], на початку ХХІ ст. — у водах Словенії, України [7, 31].

Розвиток великого міста супроводжується кардинальною трансформацією екосистеми [26]. В умовах міста температурний режим більш м'який, менш екстремальний. Це сприяє вселенню і поширенню тут чужорідних видів тропічного походження. Як наслідок, міські екосистеми містять велику кількість чужорідних видів, присутність яких є результатом діяльності людини [25, 30]. А маловидові фітоценози, якими, переважно, є угруповання макрофітів в умовах міських гідроекосистем, є зручною ареною для поширення агресора. Це, в свою чергу, може призвести до повної трансформації природної структури рослинного покриву. Кінцевим результатом такого вселення є формування нових життєздатних популяцій з необхідним рівнем продуктивності та їхнє «виселення» за межі урболандшафту і натуралізація в аборигенних екосистемах. А сучасна посилена антропогенна трансформація природних водних біотопів (евтрофікація водойм, зниження видового різноманіття і зміна структури гідробіоценозів) та значна кількість новостворених техногенних водойм сприяє активізації процесів вселення чужорідних видів до них.

Метою даної роботи було вивчення фітоценотичних особливостей, продукційних показників, екології та інвазійних особливостей південних чужорідних рослин у водоймах, розташованих у міських ландшафтах, в умовах помірного клімату.

Матеріал і методика досліджень

Об'єктами досліджень стали локальні популяції чужорідних видів макрофітів, які зустрічаються у водних екосистемах м. Києва та його околиць (рис. 1). Київ розташований в середній течії р. Дніпро, який перетинає Україну з півночі на південь протяжністю 1100 км і є складовою Центрального європейського інвазійного коридору [13]. В районі м. Київ існує

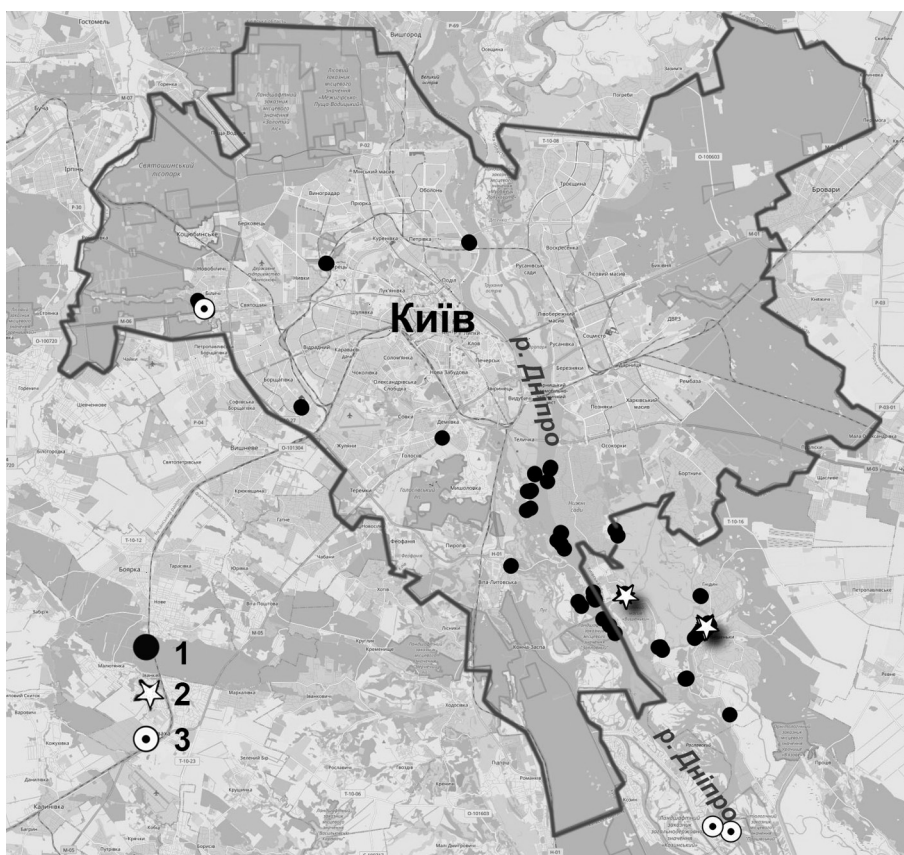


Рис. 1. Карта-схема знахідок тропічних вселенців у водоймах м. Київ та його околиць (1 — *Pistia stratiotes*, 2 — *Egeria densa*, 3 — *Eichhornia crassipes*)

добре розвинута заплавна гідромережа, що значно трансформована розбудовою міста. Саме тут час від часу формувались фітоценози з наявністю *Egeria densa*, *Pistia stratiotes* та *Eichhornia crassipes*.

Детально обстежено дві локації поширення *Eg. densa* (місцезнаходження і дати опису: 1—3 — дренажний канал станції Бортничі — Вишеньки (1-й шлюз) (м. Київ, 10.09.15); 4—10 — заплавна стариця Золоче (Київська обл., Бориспільський р-н, с. Вишеньки, 23.09.16) (табл. 1); шість — *P. stratiotes* (місцезнаходження і дати опису: 11—12 — Святошинський став № 15 (м. Київ, 23.09.2016); 13 — дренажний канал станції Бортничі — Вишеньки (1-й шлюз), 20.08.20; 14 — дренажний канал станції Бортничі — Вишеньки (2-й шлюз), 20.08.20; 15 — дренажний канал станції Бортничі — Вишеньки (2-й шлюз), 20.08.20; 16 — дренажний канал станції Бортничі — Вишеньки (3-й шлюз), 20.08.20; 17 — дренажний канал станції Бортничі — Вишеньки (3-й шлюз), 21.09.21; 18 — затока Золоче, 13.10.20; 19 — дренажний канал станції Бортничі — Вишеньки (2-й шлюз), 21.09.21; 20 — затока Золоче, 21.09.21) (табл. 2); дві — *E. crassipes*

(місцезнаходження і дати опису: 21—28 — р. Дніпро, 06.10.21; 29—30 — дренажний канал станції Бортничі — Вишеньки (4-й шлюз), 25.10.21) (табл. 3).

Дослідження проводили протягом вегетаційних сезонів 2013—2021 рр. за загальними гідроботанічними методиками [21, 34]. Наукові назви видів використовуються відповідно до Міжнародного індексу назв рослин [24]. Описи рослинності проводили на ділянках з однорідними умовами. Для кожної ділянки вказували географічне положення, тип водойми, глибину, наявність і швидкість течії, характер наносів (п — пісок, зп — замулений пісок), температуру води. Визначали трофічний стан водойми.

Рясність видів було оцінено за допомогою проективного покриття (ПП) у відсотках на кожній локації, де здійснювали опис. ПП кожного виду у фітоценозі при складанні фітоценотичних таблиць переводили в бали за шкалою Браун — Бланке (ступінь покриття в ценозі: r — дуже рідкісний, + — трапляється зрідка, покриття мале; 1 — дуже низька (> 5 %), 2 — низька (5—20 %), 3 — середня (21—40 %), 4 — висока (41—60 %), виступає співдомінантом; 5 — дуже висока (61—100 %), домінант).

Зразки фітомаси відбирали в період максимального розвитку рослин, коли популяції досягали максимальної щільності та фітомаси (вересень

Таблиця 1

Характеристика угруповань за участю *Egeria densa*

Показники	Номери описів									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
ПП, %	100	90	20	100	20	50	100	60	100	70
Глибина, м	0,3	0,3	0,4	0,2	0,5	0,2	0,5	0,4	0,3	0,2
Тип ґрунту	зп	зп	зп	п	п	п	п	п	п	п
Кількість видів	3	3	3	5	2	4	3	4	4	3
<i>Egeria densa</i> Planch.	5	4	1	2	1	2	3	2	r	r
<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	2		+	4	1	3	3	3	5	r
<i>Najas marina</i> L.				r					1	
<i>Spirodela polyrhiza</i> (L.) Schleiden		1								
<i>Lemna minor</i> L.	r	1		r			r	r	r	
<i>Potamogeton perfoliatus</i> L.				1				r		
<i>Typha angustifolia</i> L.			1							
<i>Butomus umbellatus</i> L.						r				

Примітка. Тут і в табл. 2, 3: п — пісок, зп — замулений пісок; ступінь покриття в ценозі: r — дуже рідкісний, + — трапляється зрідка, покриття мале; 1 — дуже низька (> 5 %), 2 — низька (5—20 %), 3 — середня (21—40 %), 4 — висока (41—60 %), виступає співдомінантом; 5 — дуже висока (61—100 %), домінант.

— жовтень). Зразки фітомаси відбирали у 3—4 повторюваностях в однорідних угрупованнях за допомогою гідроботанічної рамки (0,3×0,3 м), з подальшим зважуванням та висушуванням.

Короткий літературний огляд інвазій видів в Україні

Усі види потрапили у водойми і водотоки України саме завдяки умисному вивільненню (intentional release): їх навмисне вселили у декоративні водойми міста (переважно, на приватних об'єктах, де не було відповідного контролю їхнього поширення). Щодо *Egeria densa* — вона, найпевніше, потрапила із акваріумної культури. Інвазії сприяла середньорічна температура повітря, яка в Україні протягом останніх 100 років зростає більше як на 2,5 °С (за даними Офіційного порталу Міністерства захисту довкілля та природних ресурсів України [8]).

Таблиця 2

Характеристика угруповань за участю *Pistia stratiotes*

Показники	Номери описів									
	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
ПП, %	90	100		100	100	100	70	100	60	40
Глибина, м	0,4	0,5	0,2	0,4	0,2	0,4	0,5	0,4	0,3	0,3
Тип ґрунту	зп	зп	п	зп	зп	зп	зп	п	п	п
Кількість видів	6	2	3	1	1	6	2	6	2	4
<i>Pistia stratiotes</i> L.	4	5	4	5	5	5	4	5	4	3
<i>Egeria densa</i> Planch.			г					г	г	г
<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	г	1								
<i>Elodea canadensis</i> Michx.										г
<i>Elodea nuttallii</i> Planch.						г				
<i>Najas marina</i> L.	г							г		г
<i>Nuphar lutea</i> (L.) S.M.						г	2			
<i>Spirodela polyrhiza</i> (L.) Schlegel	1									
<i>Lemna minor</i> L.	г					г				
<i>Potamogeton crispus</i> L.	г									
<i>Typha angustifolia</i> L.								1		
<i>Sparganium erectum</i> L.			1			г				
<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Steud.						1		1		
<i>Glyceria maxima</i> (Hartm.) Holmb.								1		

Перша знахідка в середній течії Дніпра (лівий берег Дніпра, південна околиця м. Києва) була зафіксована у 2004 р.; протягом 2005—2006 рр. вид був відмічений у верхів'ї Канівського водосховища [1]. Через десять років цей вид зафіксовано вже на 600 км нижче за течією Дніпра — у Сульській затоці Кременчуцького водосховища [10]. Стрімко поширившись більш ніж на 100 км вгору за течією по Сулі, її притоках (відмічений для малих річок Сулиця, Сліпород, Оржиця, Локня, Бишкинь, Олава) і меліоративним каналам, *Eg. densa* проявила високу ценотичну активність, зазвичай виступаючи домінантом угруповань макрофітів. Поширення виду у верхів'ї р. Сули нашими дослідженнями 2016 р. підтвердити не вдалося.

На території України рослини виду *Pistia stratiotes* були відмічені ще у 80-х роках минулого сторіччя, але особливої загрози, у зв'язку з вимерзанням у зимовий період, не являли [4]. Розвиток локальних популяцій виду час від часу спостерігали у декоративних міських водоймах (Одеса — 2005 р., Київ — 2009 р. [7]), вони успішно перезимували та поширилися наступного року. Проте згодом на цих водоймах зникли, але фіксувались на інших ставках та декоративних водоймах міста [28]. В 2011 р. *P. stratiotes* описана у каналі теплоелектростанції, що на р. Сіверській Донець біля смт. Есхар (південний схід України, Харківська обл.) [6]. У 2013 р. зарості виду відмічають на кар'єрних водоймах Криворіжжя, які утворились у за-

Таблиця 3

Характеристика угруповань за участю *Eichhornia crassipes*

Показники	Номери описів									
	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30
ПП, %	100	100	100	100	100	100	100	100	90	100
Глибина, м	0,3	0,4	0,4	0,4	0,3	0,5	0,1	0,4	0,4	0,5
Тип ґрунту	п	п	п	п	п	п	п	п	зп	зп
Кількість видів	7	2	6	4	4	1	1	1	2	3
<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms.	4	3	+	5	4	5	5	4	3	1
<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	г	2								
<i>Lemna minor</i> L.	3		4	3	2					
<i>Stratiotes aloides</i> L.	г		г	+	1					г
<i>Salvinia natans</i> (L.) All.	г		3	г	1					4
<i>Sparganium erectum</i> L.			г							
<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Steud.	+									
<i>Zizania latifolia</i> L.	1								1	
<i>Glyceria maxima</i> (Hartm.) Holmb.			г							

падинах відпрацьованих кар'єрів озера [22], спалахи розвитку рослини у 2020 р. зафіксовано й іншими авторами [3].

У літературі не зазначено знахідок *Eichhornia crassipes* в Україні. У 2020 р. нами вперше було відмічено одиничний екземпляр у Святошинському ставі № 15.

Результати досліджень

Сформовані угруповання *Egeria densa* на водоймах міста нами були виявлені наприкінці літа 2013 та 2015 рр., тільки у двох локаціях (рис. 1): у заплавної стариці Золоче (південна межа м. Київ, с. Вишеньки), та у 2015 р. під берегом 1-го шлюзу дренажного каналу на південній межі міста (канал Бортничі — Вишеньки). Зазначимо, що популяція виду не вийшла за межі локалітетів, зазначених у джерелах для перших знахідок в регіоні у 2004 р. Окремі екземпляри виду також зустрічались у прибережних наносах макрофітів. Це дає підстави стверджувати про поширення *Eg. densa* на інших мілководних ділянках каналу та мілководдях р. Дніпро, з яким канал з'єднано. В умовах регіону досліджень вегетація виду розпочиналась досить пізно. Масовий розвиток заростей спостерігався наприкінці серпня — на початку вересня, коли вода прогрівалась вище 20 °С.

Eg. densa утворювала фрагментарні плямисті, зазвичай монодомінантні зарості килимового типу, з проективним покриттям (ПП) до 80—90 %, на піщаних прибережних мілководдях глибиною 0,3—1,0 м (див. табл. 1). Надавала перевагу ділянкам із хорошим водообміном (оселищам з наявною слабкою течією). Формувала щільні зарості, які місцями суцільно вкривали дно мілководь. У фітоценозі може виступати як монодомінантом (ПП 80—90 %), так і субдомінантом (ПП 20—30 %) з домінуванням *Ceratophyllum demersum* L. У складі фітоценозів із постійною присутністю поодинокі відмічені *Lemna minor* та *Spirodela polyrhiza*. *Eg. densa* в умовах досліджених локалітетів формувала ценопопуляції з показниками фітомаси 0,225—0,450 кг/м² (сира фітомаса).

Спостереження 2020—2021 рр. у даних місцезнаходженнях показали лише поодинокі знахідки *Eg. densa*, яка не формувала окремих фітоценозів, в той час як масового розвитку в ці роки у даних локалітетах досяг інший вид — *Pistia stratiotes*.

P. stratiotes до 2020 р. зрідка траплялась на різних декоративних водоймах міста. Це були слабко проточні евтрофні ставки з трохи замуленими піщаними донними відкладами. *P. stratiotes* зазвичай формувала невеликі плямисті зарості, які зникали наступного року. І лише на час осінніх досліджень 2016 р. угруповання *P. stratiotes* на великому русловому ставку досягали значного розвитку, формуючи окремий пояс вільноплаваючих макрофітів вздовж заростей гелофітів. Розвиток фітоценозів за участю виду у даному локалітеті відбувався при незвично низькій температурі води ставка, що на цей період складала +9 °С. Цікавою особливістю було і те, що на період розвитку сформованих ценозів даного виду флористичний склад макрофітів водойми був дещо збідненим — зустрічалось вісім



а

б

Рис. 2. Розвиток ценозів з домінуванням *Pistia stratiotes* у водоймах околиць м. Києва (а — 2020 р., б — 2021 р.)

видів (для порівняння — влітку 2015 р. ми реєстрували для водойми 15 видів).

За умов падіння рівня води та обсихання прибережних мілководь спостерігалось формування амфібійної екоморфи *P. stratiotes*, коли рослина утворювала щільні шкірясті розетки на прибережному мулі.

У 2020 р. *P. stratiotes* наприкінці літа дала масовий спалах розвитку: більшість міських каналів та заплавних водойм лівого берега р. Дніпро на південно-східній межі м. Києва були зарослі сформованими ценозами виду. Зарості займали усе плесо водних об'єктів (рис. 2).

P. stratiotes формувала маловидові монодомінантні ценози (див. табл. 2), в яких лише зрідка траплялися ряски (переважно *Spirodela polyrhiza*). Популяція виду успішно перезимувала, і влітку 2021 р. фрагментарні зарості мозаїчного типу знову траплялись у минулорічних локаціях. Проте такого масового розвитку, як у 2020 р., ми не спостерігали (див. рис. 2). Дослідження продукційних показників *P. stratiotes* у кінці вегетаційного періоду протягом двох останніх років показали, що у 2021 р. в одних і тих самих локалітетах формувалось у 6 разів менше сирої фітомаси, ніж у той же період 2020 р. (рис. 3). Спостерігалась яскраво виражена варіація величин фітомаси окремих укосів *P. stratiotes* у межах одного локалітету (рис. 4).

Перші поодинокі знахідки *Eichhornia crassipes* були зафіксовані у 2020 р. в одному з паркових ставків Києва (Святошинський став № 15). Рослина не досягла стадії квітування та не перезимувала.

У 2021 р. спостерігався масовий спалах розвитку *E. crassipes* у дренажних каналах дачного масиву міста Осокорки та протоках Дніпра під

Києвом. Тут повсюдно формувався фрагментарний пояс заростей за участю виду під поясом гелофітів. *E. crassipes* утворювала субдомінантні ценози з синузією вільноплаваючих рослин (*Lemna minor*, *Salvinia natans*, *Stratiotes aloides*) або монодомінантні зарості, які подекуди займали акваторії, не зарослі гелофітами (табл. 3).

Рослини *E. crassipes* квітували та утворювали запаси фітомаси у сирій вазі 2,67— 13,11 кг/м². Як і у *Pistia stratiotes*, спостерігали варіацію величин фітомаси окремих укосів у межах локальної популяції (рис. 4).

Обговорення результатів досліджень

Дослідження регіональних особливостей розвитку чужорідних видів тропічного походження в умовах міських водних об'єктів показали його ефемерний характер: масовий і стрімкий розвиток угруповань, зазвичай, змінюється затиханням розвитку, подекуди до повної елімінації. Цей процес супроводжується зміною фітоценотичного складу мілководних оселищ (табл. 4): зі спалахом розвитку чужинців аборигенні види (насамперед, гідрофіти) так само стрімко випадають із рослинних угруповань. Наприклад, масовий розвиток *Pistia stratiotes* у дренажному каналі у 2020 р. призвів до зникнення із мілководь 12 аборигенних видів (*Stuckenia pectinata*, *Potamogeton perfoliatus*, *Spirodela polyrhiza* та ін. — табл. 4). Розвиток ценозів *Egeria densa* у заплавної водоймі Золоче супроводжувався зникненням мезотрофних видів, таких як *Nuphar lutea* (L.) S.M., *Trapa natans* L. та *Caulinia minor* Coss. & Germ., поширених тут у 2014 р. (див. табл. 4). За даними Г. Казаріної [5], внаслідок розвитку популяцій *Pistia stratiotes* у долині р. Сіверський Донець у 2014 р., коли близько 70 % площ водойм були вкриті суцільним шаром особин виду, відбулися зміни ступеня трофності води з мезоевтрофного на евтрофний. У непроточних

гідроекосистемах — на гіперевтрофний. Перехід фітомаси *Pistia stratiotes* у детрит на декілька років затримав відновлення природної трофності.

Розвинута система заплавної водойми та дренажних каналів у межах міста, їхній прямий зв'язок з Дніпром робить логічним вихід даних видів за межі урболандшафту в дніпровську гідромережу (підтвердженням цього є спалах розвитку *Eichhornia crassipes* саме в рукавах Дніпра нижче дачних масивів міста). Коли С.О. Афанасьєв [11] вперше у 2005 р. відмітив знахідки *Pistia stratiotes* для р. Дніпро (верхні ділянки Ка-

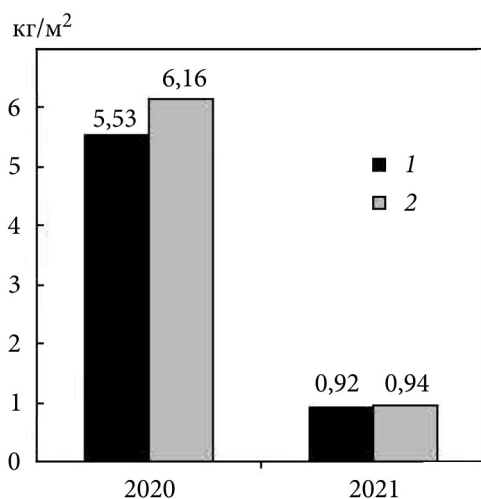


Рис. 3. Динаміка фітомаси *Pistia stratiotes* у досліджених локалітетах (1 — заплавна стариця, 2 — дренажний канал)

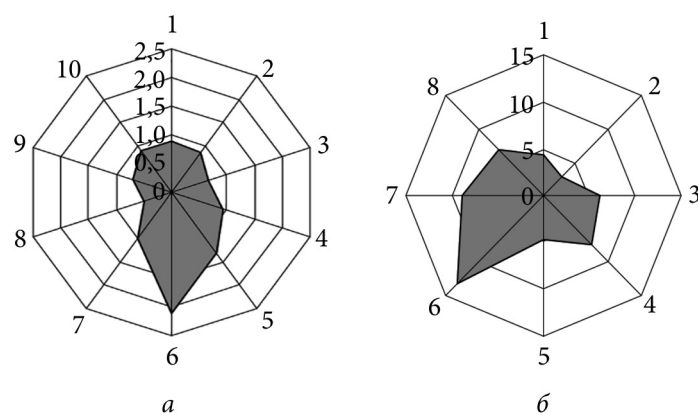


Рис. 4. Варіація величини фітомаси (сиря фітомаса, кг/м²) у локальній популяції (*a* — *Pistia stratiotes*, *b* — *Eichhornia crassipes*). На радіусі відкладено шкалу значень, по колу — порядковий номер укосів

нівського водосховища), рослини масово сплавлялися течією, ширина смуги складала 30—50 м. За даними автора, вид дав спалах розвитку, проте не перезимував. В 2008, 2010 і 2011 рр. відмічаються поодинокі особини *P. stratiotes*, викинуті на піщані пляжі р. Дніпро нижче м. Києва.

Можна очікувати формування стійких локальних популяцій в умовах природних водотоків та заплавних водойм (подібне вже спостерігалось на прикладі розмноження *Egeria densa* в умовах гідромережі р. Стугна у 2013 р.) [10].

Сприяє цьому і відмічений нами факт квітіння *Pistia stratiotes* та *Eichhornia crassipes*. Можливість генеративного розмноження в умовах помірного клімату вже розглядалась для інших країн Європи [16, 28]. Але частіше *Pistia stratiotes* розмножується вегетативно — утворює невеликі колонії з дочірніми рослинами, прикріпленими до материнської рослини столонами, що розвиваються в пазухах низових листків [15]. Розповсюдження посилюється завдяки відокремленню дочірніх рослин, які утворюють нові колонії. Одним із механізмів домінування інвазійного виду у фітоценозах вважають алелопатичну взаємодію з представниками місцевої водної флори [12, 27].

Вираженість варіацій продукційних параметрів у середині локальних популяцій даних видів свідчить про їхню пластичність в умовах регіону досліджень. Це, зазвичай, притаманне видам, що знаходяться на перших етапах інвазії. Перші масштабні вторгнення чужорідних видів тропічного походження, які охопили природні біотопи України та завдали серйозних екологічних збитків, відбулись на згаданій р. Сіверський Донець у 2014 р. за рахунок масового спалаху *Pistia stratiotes* [5, 9]. Спостерігаються загальні тенденції до подальшого його інвазійного поширення територією України [9].

Таблиця 4

Динаміка видового складу макрофітів досліджених ділянок

Види	Дренажний канал		Затока Золоче			р. Дніпро		
	2015 р.	2016 р.	2020 р.	2014 р.	2016 р.	2020 р.	2015 р.	2021 р.
Загальна кількість видів	16	6	4	9	6	8	12	9
<i>Egeria densa</i> Planch.	II ^r	IV ⁴⁻⁵	IV ^r	—	V ^{r-3}	II ^r	—	—
<i>Pistia stratiotes</i> L.	—	—	V ^{r-5}	—	—	V ⁴⁻⁵	—	—
<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms.	—	—	—	—	—	—	—	V ^{r-5}
<i>Elodea nuttallii</i> Planch.	—	IV ¹	—	—	—	—	II ²⁻³	—
<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	—	IV ²	—	II ^{r+}	V ^{r-4}	II ^r	II ^r	II ^{r-2}
<i>Myriophyllum spicatum</i> L.	II ^{r-1}	II ^{r-1}	—	—	—	—	II ^{r-1}	—
<i>Najas marina</i> L.	—	—	—	—	III ^r	II ^r	III ^r	—
<i>Potamogeton perfoliatus</i> L.	II ^r	—	—	II ¹	II ¹	—	II ¹	—
<i>Potamogeton crispus</i> L.	II ^{r-1}	—	—	—	—	—	—	—
<i>Stuckenia pectinata</i> (L.) Borner	II ^r	—	—	II ¹	—	—	II ¹	—
<i>Caulinia minor</i> Coss. & Germ.	I ^r	—	—	I ¹	—	—	—	—
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i> L.	II ^{r+}	—	—	—	—	—	II ^{r+}	—
<i>Nuphar lutea</i> (L.) S.M.	IV ^{r-2}	—	—	II ^r	—	II ⁺	—	—
<i>Trapa natans</i> L.	III ¹⁻³	—	—	II ^r	—	—	I ¹⁻³	—
<i>Stratiotes aloides</i> L.	II ^{r-1}	II ^{r-1}	—	—	—	—	III ^{r-1}	IV ^{r-1}
<i>Spirodela polyrhiza</i> (L.) Schleiden	III ¹⁻³	—	—	II ⁺	—	—	II ⁺	—

Продовження табл. 4

Види	Дренажний канал		Загока Золоче			р. Дніпро		
	2015 р.	2016 р.	2020 р.	2014 р.	2016 р.	2020 р.	2015 р.	2021 р.
<i>Salvinia natans</i> (L.) All.							III ^{r-4}	IV ^{r-4}
<i>Lemna minor</i> L.	II ^{r+}	III ^{r-1}			IV ^r	IV ⁺	II ^{r+}	III ²⁻⁴
<i>Typha angustifolia</i> L.						II ^r		
<i>Typha latifolia</i> L.			I ¹	II ^{r-1}				
<i>Butomus umbellatus</i> L.					II ^r			
<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Steud.						I ¹		I ⁺
<i>Zizania latifolia</i> L.								I ¹
<i>Glyceria maxima</i> (Hartm.) Holmb.	I ¹					I ¹		I ¹
<i>Eleocharis palustris</i> L.				II ^r				I ¹
<i>Sparganium erectum</i> L.							II ¹	II ¹
<i>Sagittaria sagittifolia</i> L.	II ^{r-1}						II ^{r-1}	

Примітка. I — вид наведено менш як в 5 % описів; II — 5—25 %; III — 26—50 %; IV — 51—75 %; V — 76—100 %; ступінь покриття в ценозі: r — дуже рідкісний, + — трапляється зрідка, покриття мале; 1 — дуже низька (> 5 %), 2 — низька (5—20 %), 3 — середня (21—40 %), 4 — висока (41—60 %), виступає співдомінантом; 5 — дуже висока (61—100 %), домінант.

Поширенню теплолюбних видів у природні водойми сприяє висока концентрація в регіоні техногенних об'єктів з незамкненим водним циклом [4]. Ще однією особливістю даних видів є їхня здатність витримувати антропогенне забруднення водойм: вони можуть зростати у водоймах з низьким вмістом CO₂, недостатнім освітленням, витримувати високий вміст фосфору чи азоту неорганічного [28, 33].

Завдяки високій конкурентоспроможності видів, здатності до вегетативного розмноження та поширення на значні відстані протягом короткого проміжку часу, *Egeria densa*, *Pistia stratiotes*, *Eichhornia crassipes* відносяться до видів із CR-стратегією.

Висновки

Міста за рахунок широкого і неконтрольованого використання населенням тропічних чужорідних видів є джерелами проникнення останніх спочатку в міські, а потім — у природні гідроекосистеми. В умовах міста температурний режим більш м'який, менш екстремальний. Це сприяє вселенню і поширенню тут чужорідних видів тропічного походження. Для адаптації популярних у міській аквакультурі видів — *Egeria densa*, *Pistia stratiotes*, *Eichhornia crassipes* — до умов помірно-континентального клімату м. Києва важливе значення мають такі явища:

- конкурентоспроможність та евритопність цих видів та здатність до трансформації біотопів: швидкий масовий розвиток прибульців спричиняє швидке заміщення аборигенних видів (переважно гідрофітів) із рослинних угруповань; як наслідок: формування монодомінантних фітоценозів з невеликою кількістю видів, що здатні швидко поширюватись на нові території;

- пік масового розвитку виду припадає на кінець вегетаційного сезону (серпень-вересень) — це час сприятливої температури води;

- здатність формувати значну фітомасу: до 0,5 кг/м² сирої фітомаси для *Egeria densa*; 6 кг/м² — для *Pistia stratiotes* і 13 кг/м² — для *Eichhornia crassipes*;

- пластичність, вираженість варіацій продукційних параметрів у локальних популяціях;

- здатність квітнути в помірному кліматі;

- ефемерний характер розвитку популяцій: масовий і швидкий розвиток угруповань у сприятливі роки і зменшення в несприятливі, іноді аж до повного зникнення.

Egeria densa, *Pistia stratiotes* і *Eichhornia crassipes* можна розглядати як види віолентно-рудеральної еколого-фітоценотичної стратегії (CR-стратегії) за умов помірно-континентального клімату. Вони здатні до подальшого інвазійного поширення по гідромережі України. У майбутньому можна очікувати формування в природних водотоках і заплавах водойм стабільних місцевих популяцій, особливо *Pistia stratiotes*.

Список використаної літератури

1. Багацька Т.С. *Egeria densa* Planchon (Hydrocharitaceae) — новий вид для материкової частини України. *Укр. ботан. журн.* 2007. Т. 64, № 6. С. 914—916.
2. Голованов Я.М., Абрамова Л.М., Мулдашев А.А. Натуралізація інвазійного виду *Elodea canadensis* Michx. в водоемах Республіки Башкортостан. *Рос. журн. биол. инв.* 2016. № 2. С. 7—21.
3. Дворецький Т.В., Триліс В.В., Савицький О.Л. Оцінка масового розвитку *Pistia stratiotes* у водоймах лівобережної заплави Дніпра у районі Києва на основі супутникових даних. *Гідробіол. журн.* 2022. Т. 58, № 2. С. 18—31.
4. Дубина Д.В., Дзюба Т.П., Дворецький Т.В. та ін. Інвазійні водні макрофіти України. *Укр. ботан. журн.* 2017. Т. 74, № 3. С. 248—262.
5. Казарінова Г.О. Сингенетичні зміни вищої водної рослинності долини р. Сіверський Донець. *Укр. ботан. журн.* 2014. Т. 71, № 4. С. 435—441.
6. Казарінова Г.О., Гамуля Ю.Г., Громакова А.Б. Масовий розвиток *Pistia stratiotes* (Araceae) в р. Сіверський Донець (Харківська область). *Укр. ботан. журн.* 2014. Т. 71, № 1. С. 17—21.
7. Лушпа В.І. Водяний латук (*Pistia stratiotes* L.) у Голосіївському ставку м. Києва. *Наук. вісник НУБІП України.* 2009. Вип. 134, ч. 1. С. 147—152.
8. Міністерство захисту довкілля та природних ресурсів України (МЗДПРУ). 2019. URL: <https://mepr.gov.ua/>
9. Мосякін А.С., Казарінова Г.О. Моделювання інвазійного поширення *Pistia stratiotes* (Araceae) на основі ПС-аналізу кліматичних факторів. *Укр. ботан. журн.* 2014. Т. 71, № 5. С. 549—557.
10. Старовойтова М. Поширення та еколого-ценотична характеристика видів *Egeria densa* Planchon та *Elodea nuttallii* (Planch.) у водоймах басейну річки Сули. *Вісн. Київ. нац. ун-ту. ім. Тараса Шевченка.* 2012. Вип. 30. С. 45—48.
11. Afanasev S.A., Savitsky A.L. Finding *Pistia stratiotes* in the Kanev reservoir and assessing the risk of its naturalization. *Hydrobiol. J.* 2016. Vol. 52, N 6. P. 50—57.
12. Aliotta G., Monaco P., Pinto G. et al. Potential allelochemicals from *Pistia stratiotes* L. *J. Chem. Ecol.* 1991. Vol. 17, N 11. P. 2223—2234.
13. Bij de Vaate A., Jazdzewski K., Ketelaars H.A.M. et al. Geographical patterns in range extension of Ponto-Caspian macroinvertebrate species in Europe. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 2002. Vol. 59. P. 1159—1174.
14. Butchart S.H.M., Walpole M., Collen B. et al. Global biodiversity: indicators of recent declines. *Science.* 2010. Vol. 328, N 5892. P. 1164—1168.
15. Buzgo M. The Genus *Pistia* Benth & Hook. 2015. URL: <http://www.aroid.org/genera/pistia/buzgopistia.php>
16. Cabi. 2019. URL: <http://www.cabi.org/isc/datasheet/20491#tab1-navU>. Accessed 19 November 2019.
17. Cook C.D.K., Urmi-König K. A revision of the genus *Elodea* (Hydrocharitaceae). *Aquat. Bot.* 1985. Vol. 21. P. 111—156.
18. De Groote H., Ajuonua O., Attignona S. et al. Economic impact of biological control of water hyacinth in Southern Benin. *Ecological Economics.* 2003. Vol. 45, N 1. P. 105—117.
19. EAA. The impacts of invasive alien species in Europe. Luxembourg: Publication Office of the European Union. 2012. URL: <http://www.eea.europa.eu/publications/impacts-of-invasive-alien-species>. Accessed 12 August 2016.
20. EPPO Lists of Invasive Alien Plants. 2021. URL: http://www.eppo.int/INVASIVE_PLANTS/iap_list/Pistia_stratiotes.htm
21. Fasset N.C. A manual of aquatic plants. University of Wisconsin Press, Madison. 1969. 405 p.
22. Fedonenko O.V., Pozdnyy E.V. Ecological analysis of higher aquatic and shoreline aquatic vegetation of Kryvbas quarry ponds. *Problems of ecology and nature protection of the technogenic region.* 2013. Vol. 1, N 13. P. 60—65.

23. Invasive alien species of Union concern. Luxembourg : Publication Office of the European Union. 2017. Vol. 1. 39 p.
24. IPNI. International plant names index. 2021. URL: <https://www.ipni.org>. Accessed 15 June 2021.
25. Lososová Z., Chytrý M., Danihelka J. et al. Biotic homogenization of urban floras by alien species: The role of species turnover and richness differences. *J. Vegetation Sci.* 2016. Vol. 27, N 3. P. 452—459. <https://doi.org/10.1111/jvs.12381>
26. Marques S.P., Manna R.L., Frauendorf C.T. et al. Urbanization can increase the invasive potential of alien species. *J. Anim Ecol.* 2020. Vol. 89, N 10. P. 2345—2355. doi: 10.1111/1365-2656.13293
27. Neuenschwander P., Julien M.H., Center T.D. et al. *Pistia stratiotes* L. (Araceae) / Ed. by Muniappan R., Reddy G. V. P., Raman A. Biological control of tropical weeds using arthropods. Cambridge University Press. 2009. P. 332—352.
28. Prokopuk M.S., Zub L.M. Urban ecosystems as locations of distribution of alien aquatic plants. *Folia Oecologica.* 2020. Vol. 47, N 2. P. 158—166.
29. Reitsema R.E., Preiner S., Meire P. et al. Implications of climate change for submerged macrophytes: effects of CO₂, flow velocity and nutrient concentration on *Berula erecta*. *Aquatic Ecology.* 2020. Vol. 54. P. 775—793. <https://link.springer.com/article/10.1007%2Fs10452-020-09776-8>.
30. Richardson D.M., Pysek P., Carlton J.T. A compendium of essential concepts and terminology in invasion ecology. In: Fifty years of invasion ecology: The legacy of Charles Elton. 2011. Oxford, UK: Wiley-Blackwell. 409 p. <https://doi.org/10.1002/9781444329988>
31. Šajna N., Haler M., Škornik S., Kaligarič M. Survival and expansion of *Pistia stratiotes* L. in a thermal stream in Slovenia. *Aquatic Botany.* 2007. Vol. 87. P. 75—79.
32. T-PVS-Inf 10E. Convention on the conservation of European wildlife and natural habitats: Guidance for governments concerning invasive alien species pathways action plans. 2016. URL <https://www.coe.int/en/web/bern-convention/-/t-pvs-bureau-meeting-1>. Accessed 22 March 2016
33. Williamson M. Biological Invasions. Springer Science & Business Media. 1996. 256 p.
34. Wood R.D. Hydrobotanical methods. University Park Press, Baltimore. 1975. 173 p.
35. Zub L.M., Prokopuk M.S. The Features of Macrophyte Invasions in Aquatic Ecosystems of the Middle Dnieper Region (Ukraine). *Rus. Journ. of Biol. Invas.* 2020. Vol. 11, N 2. P. 108—117.

Надійшла 27.05.2022

M.S. Prokopuk, PhD (Biol.), Researcher,
Institute for Evolutionary Ecology of the NAS of Ukraine,
Lebedeva St., 37, Kyiv, 03143, Ukraine,
e-mail: maryanaprokopuk406@gmail.com
ORCID 0000-0001-7739-0068

L.M. Zub, PhD (Biol.), Senior Researcher, Head of the Laboratory,
Institute for Evolutionary Ecology of the NAS of Ukraine,
Lebedeva St., 37, Kyiv, 03143, Ukraine,
e-mail: lesyazub2@gmail.com
ORCID 0000-0003-4539-080X

Yu.H. Bereznichenko, Leading Engineer,
Institute for Evolutionary Ecology of the NAS of Ukraine,
Lebedeva St., 37, Kyiv, 03143, Ukraine,
e-mail: yu_bereza@yahoo.com
ORCID 0000-0002-8546-1986

TROPICAL INVADERS — *EGERIA Densa* PLANCH., *PISTIA STRATIOTES* L.
& *EICHORNIA CRASSIPES* (MART.) SOLMS IN THE AQUATIC
ECOSYSTEMS OF KYIV

The results of research on southern tropical macrophytes (*Egeria densa*, *Pistia stratiotes*, and *Eichhornia crassipes*) in water bodies in the temperate continental climate of Kyiv City (Ukraine) are given in the paper. We studied various aspects of the ways of invasion of these neophytes and their ecology: the history of appearance in water bodies of Ukraine, features of phytocoenotic structure of communities with their presence, production and morphometric indicators of local populations, invasive features. Species are able to produce significant phytomass: up to 0.5 kg/m² for *Egeria densa*, 6 kg/m² for *Pistia stratiotes*, and 13 kg/m² for *Eichhornia crassipes*. The expression of variations of production parameters in local populations indicates plasticity of these species in the region of research and their ability to adapt to the conditions of the secondary distribution range.

Keywords: alien species, urban aquatic ecosystems, Kyiv, Ukraine.

УДК 639.2.03:574.52(282.247.325.8)

Н.Я. РУДИК-ЛЕУСЬКА, к. б. н., доцент, в. о. завідувача кафедри,
Національний університет біоресурсів і природокористування України,
вул. Генерала Родімцева, 19, Київ, 03041, Україна
e-mail: rudyk-leuska@ukr.net
ORCID 0000-0003-4355-7071

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

Г.О. КОТОВСЬКА, к. б. н., доцент, ст. наук. співроб.,
Національний університет біоресурсів і природокористування України,
вул. Генерала Родімцева, 19, Київ, 03041, Україна
e-mail: gannkot@ukr.net
ORCID 0000-0001-7155-1086

Д.С. ХРИСТЕНКО, к. б. н., ст. наук. співроб.,
Інститут гідробіології Чеської Академії Наук,
вул. На Садках 702/7, Чеське Будейовице, 370 05, Чеська Республіка
e-mail: dskhrist@gmail.com
ORCID 0000-0002-1432-7093

РІВЕНЬ ТА ТЕМПЕРАТУРА ВОДИ ЯК БАЗОВІ ЧИННИКИ ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ УМОВ ЕФЕКТИВНОГО ВІДТВОРЕННЯ АБОРИГЕННОЇ ІХТІОФАУНИ КРЕМЕНЧУЦЬКОГО ВОДОСХОВИЩА

Розглянуто сучасну динаміку основних абіотичних факторів середовища, які зумовлюють ефективність відтворення іхтіофауни Кременчуцького водосховища. Проаналізовано річний хід рівня води та динаміку температури. Встановлено, що основним фактором, який зумовлює темпи дозрівання плідників у Кременчуцькому водосховищі, є динаміка температури води, а не настання нерестових температур. Показано необхідність синхронізації роботи гідровузлів та нерестової кампанії задля забезпечення сталого рибальства. У маловодні роки спостерігається осушення нерестовищ, що призводить до зменшення їхньої площі і, як наслідок, до появи маловрожайних поколінь. Рекомендовано оптимізувати річний хід рівня води відповідно до потреб рибного господарства.

Ключові слова: рівень води, температура води, природне відтворення, Кременчуцьке водосховище.

Ц и т у в а н н я: Рудик-Леуська Н.Я., Потрохов О.С., Котовська Г.О., Христенко Д.С. Рівень та температура води як базові чинники забезпечення умов ефективного відтворення аборигенної іхтіофауни Кременчуцького водосховища. *Гідробіол. журн.* 2022. Т. 58. № 5. С. 62—72.

Кременчуцьке водосховище — одне з найбільших в Україні, яке є сировинною базою рибної промисловості. Природне відтворення є основним джерелом поповнення природних популяцій Кременчуцького водосховища, і саме від ефективності нересту залежить повнота поповнення основних популяцій, які виступають сировинною базою риболовецького промислу.

Водосховище розташовано в середній течії р. Дніпро на території Черкаської, Полтавської та Кіровоградської областей і є третім у Дніпровському каскаді [2, 8]. Водосховище розраховане на сезонні та багаторічні регулювання стоку р. Дніпро, що дає змогу перерозподіляти цей стік протягом року відповідно до вимог народного господарства [2]. Відомо, що природне відтворення є єдиним ефективним способом поповнення чисельності масових промислових видів риб, на яких базується риболовецький промисел у Кременчуцькому водосховищі. З літературних джерел також відомо, що серед абіотичних чинників водосховищ найбільший вплив мають рівень та температура [1, 10, 12—15, 18], вивченню яких і була присвячена ця робота.

Мета роботи — розглянути сучасну динаміку рівня та температури води як основних абіотичних факторів середовища, які зумовлюють терміни відтворення іхтіофауни Кременчуцького водосховища.

Матеріал і методика досліджень

Матеріал з абіотичних параметрів середовища існування іхтіофауни було отримано на підставі відомостей Полтавського гідрометеорологічного бюро та власних спостережень за 2019—2021 рр.

Збір іхтіологічного матеріалу та спостереження за проходженням нересту здійснювали згідно із загальновизнаними у практиці іхтіологічних досліджень методиками із використанням стандартних за конструкцією та технікою використання знарядь лову [4, 5, 7].

Вивчення умов відтворення риб проводиться на стаціонарних пунктах спостереження у весняний період на ділянках водосховища, які за своїми природними умовами найбільш сприятливі для відтворення різних видів риб [5, 7].

На пунктах проводять спостереження за станом погоди (напрямок і сила вітру, опади, хмарність), коливанням рівня води, температурою води і повітря, станом рослинного субстрату (наявність і склад водної і лугової прибережної рослинності), строками і інтенсивністю підходу до місць відтворення плідників різних видів риб і їхнім біологічним станом. Коливання рівня води визначається двічі на добу (о 8-й і 20-й годині) водомірною рейкою, встановленою в районі пункту спостереження. Температура води вимірюється о 8-й та 20-й годині [4, 5].

Для одержання достовірних даних щодо інтенсивності підходу плідників різних видів риб до нерестовищ, строків початку, найбільш масового нересту і його закінчення, а також вікового складу та стадії статевого дозрівання плідників щоденно проводили контрольні лови набором сіток із розміром вічка 30, 36, 40, 50, 60, 70, 75, 80, 90, 100, 110 і 120 мм. На

кожному пункті спостереження за весь період роботи було проаналізовано улови риби не менше, як за 25 сіткодів кожного вічка [5, 9].

Строки і інтенсивність нересту того чи іншого виду риби визначали по кількості виловлених риби з текучими або виметаними статевими продуктами. Поява в уловах перших текучих самок свідчить про початок нересту, їхня максимальна кількість в улові вказує на проходження масового нересту; переважання в уловах вибірних плідників — ознака скорого його закінчення [3, 5, 7, 9].

Стадію зрілості гонад визначали за [6]. Місце нересту риби, що відкладають ікру на рослинності мілководних ділянок заплави, можна знайти, орієнтуючись на улови текучих самок на тій чи іншій ділянці. Допомагає у пошуках нерестовищ і виявлення великих концентрацій риби [7].

Зібраний матеріал дав змогу з певною вірогідністю визначити ступінь впливу абіотичних чинників середовища на проходження нересту масових видів риби Кременчуцького водосховища.

Результати досліджень та їх обговорення

Рівневий режим. Розглянемо реальний хід режиму водосховища у 2019—2021 рр. (рис. 1).

Рівень води у січні — лютому — грудні 2019—2021 рр. був нестабільним і нижче 79 м Балтійської системи висот (БС), що спричинило осушення і промерзання нерестовищ. Найкритичніше зменшення припало на 2019 р., коли рівень зменшився у лютому до 78,6 м БС, та 2021 р., коли невірно розрахований обсяг повені спричинив зниження рівня води аж до I декади березня.

Березень характеризується інтенсивним наповненням водосховища — більш ніж на 2 м. Серед років спостереження був також аномальний 2020 р., коли посуха на початку травня спричинила сповільнення наповнення водосховища. Цей рік можна вважати успішним з погляду заливки нерестовищ, але той факт, що нормальний підпірний рівень (НПР) був досягнутий лише у липні, спричинив значне погіршення умов нагулу молоді.

Кременчуцьке водосховище є основним регулятором стоку Дніпра. Річний хід рівня води має чотири характерні періоди: 1 — весняного наповнення (характеризується найбільшими добовими коливаннями рівня води); 2 — стабільних чи мало змінних відміток рівня влітку (з невеликими коливаннями рівня біля відмітки НПР); 3 — невеликого спрацювання восени (повільне зниження рівня) та 4 — великого взимку (швидке скидання води) [8].

В цілому по водосховищу максимальний рівень в межах НПР ± 20 см підтримується з початку травня до серпня. Мінімальний рівень спостерігається в січні — березні (на 3—5 м нижче НПР). Річна амплітуда коливань рівня за рахунок змін запасів води у 2019—2021 рр. не сильно різнилась і складала ≈ 3 м.

Разом з тим, останнім часом у світі все частіше спостерігаються аномальні роки зі змінним ходом річного рівня води [17]. Взагалі, сприятли-

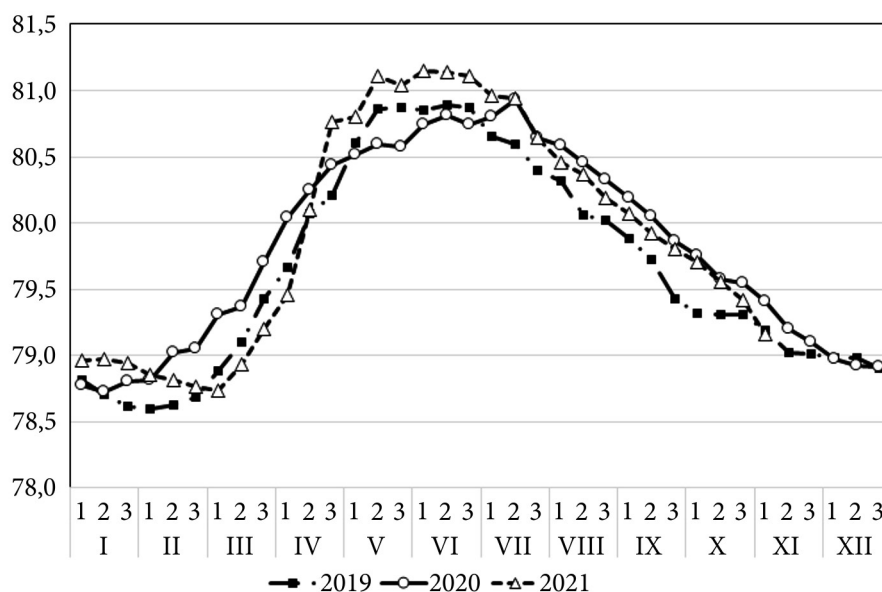


Рис. 1. Річна динаміка рівня води Кременчуцького водосховища у 2019—2021 рр. (м БС)

вий хід рівня води на Кременчуцькому водосховищі має виглядати наступним чином [8]:

1. Навесні водосховище наповнюється до відмітки — 81,00 м НПР. Залежно від характеру весни наповнення проходить у різні терміни. Оптимальним з точки зору відтворення рибних запасів режим рівня водосховища у нерестовий період передбачає наповнення його до НПР до 1 травня і відсутність ризьких добових коливань протягом нерестового періоду. Цим умовам режим 2019—2021 рр., як видно з рисунка 1, не відповідає.

2. У період з травня до середини літа 2019—2021 рр. рівень на Кременчуцькому водосховищі не змінювався і знаходився приблизно на однакових позначках: 80,55 та вище. Цей період продовжувався 75—80 днів.

3. З другої половини літа спостерігається поступове зниження рівня водосховища. Величина спрацювання в цей період обмежена умовами підтримки необхідних судноплавних глибин до кінця навігаційного періоду — не нижче 79,0 м НПР. Тривалість цього періоду в середньому складає 140 днів.

4. Обов'язковою умовою для встановлення режиму роботи Кременчуцького водосховища взимку є необхідність наповнення водосховища у маловодні роки. Необхідно також забезпечити оптимальні умови для пропуску повені по Дніпровському каскаду. Нормальне спрацювання рівня перед цим явищем — 77,5—78,0 м НПР до 1 березня. При незначному об'ємі повені, коли є загроза незаповнення водосховищ каскаду, спра-

цювання Кременчуцького водосховища до її початку встановлюється не нижче позначки 78,5 м; при середньому об'ємі — 77,5 НПР; при великому — спрацювання рекомендується здійснювати до 76,5—75,75 НПР [2, 8]. Треба наголосити, що такий режим, як правило, не виконується.

Зниження рівня водосховища нижче 79 м БС протягом квітня — першої половини червня призводить до осушення більшої частини нерестовищ. Також негативно впливає відсутність повільного зниження рівневого режиму на 1,5—2,0 м в липні — серпні [8]. Такі зменшення рівню води на Кременчуцькому водосховищі не дають змогу відновлювати рослинність на нерестовищах і призводять до їхньої евтрофікації і, як наслідок, до втрати цінних нерестових біотопів. Подібні явища також відмічено на інших водоймах з нестабільним рівневим режимом [11, 16, 19].

За даними гідрометеорологічної служби, амплітуда добових коливань в нерестовий період у нижньому б'єфі Канівської ГЕС в окремі дні досягає 3,5 м, а нормальними є коливання від 0,5 до 2,0 м. Вплив її роботи розповсюджується на відстань 30—40 км від гідровузла. Особливо великий негативний вплив на хід нересту риб такі коливання рівня завдають від Канева до лінії р. Вільшанка (правий берег) та р. Супой (лівий берег).

При зниженні рівня води на 1 м нижче відмітки НПР площа верхньої частини скорочується більш ніж у 2 рази, середньої і нижньої — на 10 %. При зниженні до відмітки рівня мертвого обсягу (РМО) площа верхньої та середньої частин скорочується у 2 рази, а нижньої — зменшується на 12—13 % [8].

Таким чином, рівневий режим Кременчуцького водосховища за даними останніх років (2019—2021 рр.) вказує на те, що існуюча схема експлуатації цього водосховища негативно впливає на відтворення рибних запасів і відновлення нерестовищ для основних видів риб. З урахуванням того, що природне відтворення є основним і єдиним джерелом поповнення популяцій туводних видів риб, необхідно переглянути існуючі норми експлуатації водойми і зробити річний хід рівня максимально наближеним до оптимального для рибного господарства. Загалом можна відмітити, що гідрологічний режим у період природного відтворення більшості представників цінних у господарському та природоохоронному відношенні видів у 2020 р. хоч і не відповідав оптимальним показникам, в цілому може бути охарактеризований як задовільний. Виключення традиційно складають види, які масово нерестують до середини квітня, — такі як щука, білизна, в'язь. Проте, враховуючи достатньо низьку чисельність плідників цих видів, їхня щільність на нерестовищах не перевищувала 20 ос/га, що певною мірою знівелювало негативний вплив скорочення нерестового фонду.

Температурний режим. Кременчуцьке водосховище розташоване у помірно-континентальній кліматичній зоні і відноситься до водойм, що добре прогріваються. Термічний режим водосховища формується під впливом теплообміну, який проходить між його водною масою, атмосферою і ложем водойми. Значна ширина водосховища сприяє інтенсивному вітровому перемішуванню в середній та нижній частинах, внаслідок чого



Рис. 2. Динаміка температури води Кременчуцького водосховища

спостерігається рівномірний розподіл температури по горизонталі [2]. Середня річна динаміка температури води наведена на рисунку 2.

Станом на початок березня 2020 р. температура води у Кременчуцькому водосховищі становила 5,4—5,9 °С, що відповідало середньобагаторічним показникам. Стан репродуктивної системи основних промислових видів характеризувався наступними показниками: щука — IV—V стадії зрілості; білізна — на IV стадії зрілості; окунь, плітка та лящ — на III стадії зрілості.

Станом на початок березня 2021 р. температура води у досліджуваній водоймі складала 2,0—3,5 °С, що, в цілому, відповідало середньобагаторічним показникам. Стан репродуктивної системи основних промислових видів характеризувався наступними показниками: щука — 90 % самок та 30 % самців на IV стадії зрілості, решта — на V стадії; окунь — всі плідники на III—IV стадії зрілості; плітка — самці на III стадії, 20 % самок — на III—IV стадії. Гонади середньонерестуючих видів були на III стадії зрілості (табл. 1).

Станом на початок березня 2020 р. температура води у досліджуваному водосховищі складала 3,0—5,0 °С. Стан репродуктивної системи ранньонерестуючих видів риб характеризувався наступними показниками (див. табл. 1): щука — IV—V стадії зрілості; окунь, плітка — III—IV стадії зрілості. Ходових скупчень середньонерестуючих видів у зазначений період відмічено не було. Разом з тим, аномальні умови зимівлі (які, зокрема, спричинили можливість швидкого прогріву водосховищ) та достатньо високі температури повітря у першій половині березня могли спричинити більш раннє виникнення міграційної активності та виходу на біотопи відтворення у окремих нерестових груп середньонерестуючих видів. Для попередження можливого негативного впливу посиленого ви-

Таблиця 1

Стадія зрілості гонад плідників Кременчуцького водосховища під час контрольних обловів у березні і червні 2020—2021 рр.

Види риб	Стать	2020 р.				2021 р.			
		березень		червень		березень		червень	
		стадія	%	стадія	%	стадія	%	стадія	%
Щука	♀	IV	10	II	100	IV	90	II	100
		V	10	—	—	V	10	—	—
		VI	80	—	—	VI	—	—	—
	♂	IV	20	II	100	IV	30	II	100
		V	10	—	—	V	60	—	—
		VI	70	—	—	VI	10	—	—
Окунь	♀♂	III	80	II	100	III	80	IV	10
		IV	20	—	—	IV	20	II	90
Плітка	♀	III	80	II	100	III	80	V	30
		IV	20	—	—	IV	20	VI	70
	♂	III	100	II	100	III	100	V	20
		—	—	—	—	—	—	VI	80
Лящ	♀♂	III	100	VI	100	III	100	V	28
		—	—	—	—	—	—	VI	72
Судак	♀♂	III	100	VI	70	III	100	IV	10
		—	—	II	30	—	—	V	12
		—	—	—	—	—	—	VI	78
Сазан	♀♂	III	100	IV	40	III	100	IV	65
		—	—	VI	60	—	—	VI	35
Плоскирка	♀♂	III	100	IV	10	III	100	IV	25
		—	—	V	15	—	—	V	67
		—	—	VI	75	—	—	VI	8
Краснопірка	♀♂	III	100	V*	100	III	100	IV	25
		—	—	—	—	—	—	V*	75
Карась сріблястий	♀♂	II	100	IV	15	II	100	IV	51
		—	—	V	40	—	—	V	38
		—	—	VI	45	—	—	VI	11

* Перше ікротання вже відбулося.

лучення на водних об'єктах, де здійснюється промислове рибальство, були встановлені більш ранні терміни початку нерестової заборони.

Контроль стану плідників основних промислових видів Кременчуцького водосховища (температура води на основному плесі 13,4 °C), проведений у першій декаді червня 2020 р., показав, що всі проаналізовані плідники ляща характеризувались гонадами на VI стадії зрілості, гонадо-соматичний індекс (ГСІ) склав в середньому 11,9 %. Всі проаналізовані плідники плоскирки характеризувались гонадами на IV—V стадії зрілості, показник ГСІ склав 15,0 %. Плідники краснопірки характеризувались гонадами на V стадії зрілості, перше ікротання вже відбулось. Середньонерестучі види були представлені плідниками з гонадами на VI стадії зрілості. На кінець нерестової заборони (друга декада червня) віднерестувало більше 90 % представників промислової іхтіофауни водосховища, разом з цим, тривало природне відтворення карася сріблястого; в деяких водних об'єктах спостерігався нерест сома та сазана.

У 2021 р., внаслідок невисоких температур протягом квітня, спостерігалось уповільнення масового дозрівання плідників. Подібні явища мають місце і на інших водоймах світу і можуть мати певні наслідки для динаміки популяції [20].

2021 р. характеризувався аномально низькими температурами води у квітні та другій-третьій декадах травня, що позначилось на термінах статевого дозрівання середньо- та пізньонерестуючих видів риб. Так, станом на початок червня 2021 р. проаналізовані плідники сріблястого карася Кременчуцького водосховища характеризувались гонадами: 51 % — на IV стадії зрілості, 38 % — на IV—V, 11 % — на VI стадії зрілості; плідники плоскирки характеризувались гонадами: 25 % — на IV стадії зрілості, 67 % — на IV—V; 8 % — на V стадії зрілості; плідники судака характеризувались гонадами: 78 % — на IV стадії зрілості, 12 % — на V; 10 % — на VI стадії зрілості; плідники ляща характеризувались гонадами: 72 % — на VI стадії зрілості, 28 % — на IV—V стадії зрілості; плідники сазана (коропа) характеризувались гонадами: 65 % — на IV стадії зрілості, 35 % — на VI стадії зрілості; плідники краснопірки характеризувались гонадами: 80 % — на IV—V стадії зрілості, 20 % — на VI стадії зрілості; плідники сома європейського характеризувались гонадами на IV стадії зрілості.

Для нижньої течії р. Супой встановлена аналогічна картина: станом на середину травня плідники сріблястого карася характеризувались гонадами: 60 % — на IV стадії зрілості, 40 % — на IV—V стадії зрілості; плідники плоскирки характеризувались гонадами на IV—V стадії зрілості; плідники судака характеризувались гонадами на V стадії зрілості.

Для Кременчуцького водосховища у 2021 р. встановлено початок масового нересту плітки 1 травня при температурі води 9 °C; ляща — 8—10 травня при температурі води 14 °C; судак з виметаними статевими продуктами почав стабільно фіксуватися лише у кінці травня.

Взагалі, у 2021 р. спостерігалась затримка (на рівні 5—10 діб порівняно із середньобогаторічними) термінів масового нересту низки представників іхтіофауни дніпровських водосховищ. При цьому середня температура води у водосховищі протягом третьої декади квітня була достовірно

меншою за середньобогаторічну, що безпосередньо впливало на уповільнене дозрівання статевих продуктів риби.

Нашими дослідженнями ми можемо показати наслідки глобального потепління на нерестові популяції Кременчуцького водосховища. Досліджувані роки дещо відрізнялися за ходом температурного режиму. Так, у 2021 р. тепла зима і фактично відсутність льодоставу спричинила дещо вищі температурні показники води на початку року, але це було нівельовано певним похолоданням у середині квітня, тому у 2021 р. спостерігалось навіть відставання термінів нересту від середньорічних.

Однією з основ природного відтворення є сума градусо-днів, яка впливає на дозрівання статевих продуктів риби. У квітні 2020 і 2021 рр. сума градусо-днів становила відповідно 226° та 241°С. Як показують багаторічні спостереження, поступове підняття температури має вкрай важливе значення в умовах нересту різних видів риби в умовах обмеженої кількості нерестовищ. Справа в тому, що процес дозрівання риби розтягнутий у часі, і при нормальних умовах існує почерговий підхід представників різних видів риби на нерестовища. Так, плітка, лящ і карась сріблястий використовують ті самі нерестовища, але у різний час. Ця різниця у часі нересту і зумовлена поступовим підняттям температури і поступовим дозріванням плідників різних видів. Інша справа, що це екологічне пристосування може бути нівельовано роком з аномальним ходом температур. Так, у 2020 р. похолодання у квітні спричинило зниження температури води, що і зупинило дозрівання плідників. Далі різке збільшення температури води у травні спричинило майже одночасне дозрівання плідників плітки та ляща. Крупніші особини ляща виштовхнули менших і полохливих плідників плітки, що вплинуло на ефективність відтворення плітки.

Таким чином, температурний режим Кременчуцького водосховища впливає на підходи плідників і терміни нересту основних промислових видів риби.

Висновки

Рівневий режим Кременчуцького водосховища за даними останніх років (2019—2021 рр.) вказує на те, що існуюча схема експлуатації цього водосховища негативно впливає на відтворення рибних запасів і відновлення нерестовищ для основних видів риби. З урахуванням того, що природне відтворення є основним і єдиним джерелом поповнення популяцій туводних видів риби, необхідно переглянути існуючі норми експлуатації водойми і зробити річний хід рівня максимально наближеним до оптимального для рибного господарства.

Температурний режим Кременчуцького водосховища впливає на темпи дозрівання плідників, їхні підходи на нерестовища та терміни нересту основних промислових видів риби. Незважаючи на відносно теплу зиму, похолодання у квітні 2021 р. змістило терміни дозрівання і нересту основних видів риби на кілька тижнів.

Необхідно відповідно до нерестових температур води синхронізувати наповнення нерестовищ для масових видів риб з часом дозрівання плідників з метою підтримання необхідних умов для сталого використання промислових популяцій основних видів риб.

Список використаної літератури

1. Владимиров В.И., Сухойван П.Г., Бугай К.С. Размножение рыб в условиях зарегулированного стока реки. Киев : АН УССР, 1965. 395 с.
2. Гидрология и гидрохимия Днепра и его водохранилищ / Под ред. М.А. Шевченко. Киев : Наук. думка, 1989. 216 с.
3. Коблицкая А.Ф. Определитель молоди пресноводных рыб. Москва : Лег. и пищ. пром-сть, 1981. 208 с.
4. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / За ред. В.Д. Романенка. Київ : Логос, 2006. 408 с.
5. Методика збору й обробки іхтіологічних і гідробіологічних матеріалів з метою визначення лімітів промислового вилучення риб з великих водосховищ і лиманів України. Київ : ІРГ УААН, 1998. 47 с.
6. Никольский Г.В. Экология рыб. Москва : Высш. шк., 1974. 367 с.
7. Раас Т.С., Казанова И.И. Методическое руководство по сбору икринок, личинок и мальков рыб. Москва : Пищ. пром-сть, 1966. 42 с.
8. Филь С.А. Морфометрия и уровненный режим Кременчугского водохранилища. Рыбн. хоз-во. Киев : Урожай, 1969. Вып. 8. С. 3—10.
9. Шевченко П.Г., Коваль М.В., Колесніков В.М., Медина Т.В. Визначення коефіцієнтів уловистості контрольних знарядь лову тюльки та молоді риб у водосховищах Дніпра. Рибне господарство. Київ : Урожай, 1990. Вип. 47. С. 42—44.
10. Akhoundian M., Salamat N., Savari A. et al. Influence of photoperiod and temperature manipulation on gonadal development and spawning in Caspian roach (*Rutilus rutilus caspicus*): Implications for artificial propagation. *Aquaculture Res.* 2020. Vol. 51, N 4. P. 1623—1642.
11. Da Silva P.S., Makrakis M.C., Miranda L.E. et al. Importance of reservoir tributaries to spawning of migratory fish in the upper Paranб River. *River Res. and Appl.* 2015. Vol. 31, N 3. P. 313—322.
12. Diamond M. Some observations of spawning by roach, *Rutilus rutilus* L., and bream, *Abramis brama* L., and their implications for management. *Aquacul. Res.* 1985. Vol. 16, N 4. P. 359—367.
13. Hladík M., Kubečka J. Fish migration between a temperate reservoir and its main tributary. *Hydrobiologia.* 2003. Vol. 504, N 1. P. 251—266.
14. Hornatkiewicz-Zbik A., Ciepiewski W. Selected biological parameters and the abundance of the spawning population of roach *Rutilus rutilus* (L.) from lakes Gardno and Lebsko. *Electronic J. of Polish Agricultural Universities. Ser. Fisheries.* 2003. Vol. 6, N 2. P. 1—17.
15. Kahl U., Hülsmann S., Radke R.J., Benndorf J. The impact of water level fluctuations on the year class strength of roach: Implications for fish stock management. *Limnologia.* 2008. Vol. 38, N 3—4. P. 258—268.
16. Matt K.J., Welsh S.A., Smith D.M. 2021. Spawning characteristics of yellow perch during periods of water level fluctuations in a hydropower reservoir. In: Yellow perch, walleye, and sauger: Aspects of ecology, management, and culture. Springer, Cham. 2021. P. 3—32.
17. Nõges P., Järvet, A. Climate driven changes in the spawning of roach (*Rutilus rutilus* (L.)) and bream (*Abramis brama* (L.)) in the Estonian part of the Narva River basin. *Boreal Environ. Res.* 2005. Vol. 10, N 1. P. 45—55.
18. Papenfuss J.T., Cross T., Venturelli P.A. A comparison of the effects of water-level policies on the availability of walleye spawning habitat in a boreal reservoir. *Lake and Reservoir Management.* 2018. Vol. 34, N 4. P. 321—333.

19. Patra R.W., Azadi M.A. Hydrological conditions influencing the spawning of major carps in the Halda River, Chittagong, Bangladesh. *Bangladesh J. of Zool.* 1985. Vol. 13, N 1. P. 63–72.

20. Vøllestad L.A., L'Abée-Lund J.H. Reproductive biology of stream-spawning roach, *Rutilus rutilus*. *Environmental Biol. of Fishes.* 1987. Vol. 18, N 3, P. 219.

Надійшла 09.06.2022

N.Ja. Rudyk-Leuska, PhD (Biol.), Associate Prof., Acting Head of Department,
National University of Life and Environmental Sciences of Ukraine,
19 Henerala Rodimtseva str., Kyiv, 03041, Ukraine
e-mail: rudyk-leuska@ukr.net
ORCID 0000-0003-4355-7071

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

G.O. Kotovska, PhD (Biol.), Associate Prof., Senior Researcher,
National University of Life and Environmental Sciences of Ukraine,
19 Henerala Rodimtseva str., Kyiv, 03041, Ukraine
e-mail: gannkot@ukr.net
ORCID 0000-0001-7155-1086

D.S. Khrystenko, PhD (Biol.), Senior Researcher,
Institute of Hydrobiology of the Czech Academy of Sciences,
702/7 Na Sadkach str., Ceske Budejovice, 370 05, Czech Republic
e-mail: dskhrist@gmail.com
ORCID 0000-0002-1432-7093

WATER LEVEL AND TEMPERATURE AS BASIC FACTORS PROVIDING CONDITIONS FOR THE EFFECTIVE REPRODUCTION OF NATIVE FISH FAUNA IN THE KREMENCHUK RESERVOIR

The modern dynamics of the basic abiotic environmental factors determining the fish fauna reproduction efficiency in the Kremenchuk reservoir have been reviewed. The annual water level and temperature dynamics were analyzed. It is established that the main factor that determines the rate of breeding stock maturation in the Kremenchuk Reservoir is the water temperature dynamics, rather than the onset of spawning temperatures. The necessity of synchronization of hydro unit operation and spawning campaign for maintenance of sustainable fishing was shown. In low-water years there is drainage of spawning grounds, which leads to a decrease in their area and, as a consequence, the emergence of low-yielding generations. It is recommended to optimize the annual course of the water level under the needs of fisheries.

Keywords: water level, water temperature, natural reproduction, the Kremenchuk Reservoir.

УДК (579.68+579.26) [(574.522:574.524)+(574.22+574.58)]

Є.В. СТАРОСИЛА, к. б. н., ст. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
пр. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: jenya_star@ukr.net
ORCID 0000-0001-5366-7894

СТРУКТУРНІ ТА ФУНКЦІОНАЛЬНІ ЗМІНИ БАКТЕРІАЛЬНОГО НАСЕЛЕННЯ ОЗЕРА ЯК РЕАКЦІЯ НА ГІДРОТЕХНІЧНІ РОБОТИ (НА ПРИКЛАДІ оз. ОПЕЧЕНЬ НИЖНЄ, м. КИЇВ, УКРАЇНА)

Наведено результати досліджень структурно-функціональних показників бактеріопланктону і бактеріобентосу оз. Опечень Нижнього до (2016—2018 рр.) та після (2019—2021 рр.) його гідротехнічної реконструкції і благоустрою прилеглих територій. Проведено аналіз особливостей сезонної динаміки чисельності бактеріопланктону, бактеріобентосу, евтрофних та оліготрофних бактерій, клітин з пошкодженою цитоплазматичною мембраною (мертвих бактерій) та активною електронно-транспортною системою (дихаючих бактерій) у воді і донних відкладеннях, інтенсивності деструкції та бактеріального розкладу органічної речовини у воді. Виявлено значний розвиток санітарно-показових мікроорганізмів у воді озера. Здійснено порівняльний аналіз кількісного розвитку та особливостей функціонування бактеріального населення озера за два досліджених періоди. Отримані на підставі аналізу та узагальнення матеріалів досліджень результати можуть бути використані для встановлення механізмів формування та функціонування в антропогенно забруднених і реконструйованих водних об'єктах стійких до забруднення мікробних угруповань, а також їхньої ролі у процесах самоочищення.

Ключові слова: озеро, бактеріопланктон, бактеріобентос, еколого-трофічні групи бактерій, санітарно-показові мікроорганізми, антропогенний вплив, гідротехнічні роботи.

Рельєф правобережжя м. Києва зумовив можливість існування сучасних водних об'єктів, що приурочені до ложа річкових або струмкових долин. Такі водойми переважно невеликі за розмірами і розташовані по-одиноці. Найбільша їхня кількість локалізована у Оболонському районі столиці. Ці водні об'єкти є невід'ємною частиною урбаністичних ландшафтів, які безпосередньо чи опосередковано відіграють певну роль у житті більшості мешканців, тварин і птахів. Одним із прикладів, на щільно забудованій селітебній території, є система озер Опечень, що утвори-

Ц и т у в а н н я: Старосила Є.В. Структурні та функціональні зміни бактеріального населення озера як реакція на гідротехнічні роботи (на прикладі оз. Опечень Нижнє, м. Київ, Україна). *Гідробіол. журн.* 2022. Т. 58. № 5. С. 73—90.

лась на місці верхньої частини русла р. Почайни в результаті видобутку піску для наміву територій району. Тривалий антропогенний вплив на систему із шести озер призвів до значного погіршення їхнього екологічного стану, деякі з них становлять епідеміологічну небезпеку [2, 3, 6, 16, 21, 23, 30, 40, 42].

Дослідження проводили в останньому озері системи — Опечень Нижньому (50°29'35" пн.ш. 30°30'00" сх. д.), або Йорданському, з площею водного дзеркала 15,3 га та найглибшою ділянкою до 17 м. Озеро — заплавне, проточне, має пологий характер берегової лінії, з малою водопроникністю ґрунтів на водозбірній площі, що посилює залежність озера від якості вод поверхневого стоку, характеризується наявністю об'їзного дорожньо-транспортного полотна, відсутністю санітарно-захисної зони, засміченістю берегів, декоративно-рекреаційним навантаженням, локалізацією промислової та житлово-будівельної зон, присутністю несанкціонованих та санкціонованих колекторів і каналізаційних систем, оскільки має статус технічного накопичувача дощового стоку, спостерігається аматорське рибальство [2, 16, 23].

З фахових публікацій відомо, що за інтегральним показником вмісту всіх біогенних речовин, розчинених органічних сполук, нафтопродуктів, синтетичних поверхнево-активних речовин, фенолів, сполук металів, дефіцитом розчиненого у воді кисню, токсичністю для тест-організмів, пригніченням бактеріальної ферментативної активності та бактеріологічним забрудненням відмічали незадовільну якість води та донних відкладів у досліджуваному озері (<https://obolon.kyivcity.gov.ua/news/22773.html>) [2, 3, 6, 16, 21, 23, 30, 40].

На початку 2019 р. було проведено гідротехнічні роботи з очищення системи озер Опечень та оновлення безперебійного переливу води по їхньому каскаду, за рахунок реконструкції оголовків дощової каналізації. Було виконано, зокрема і в оз. Опечень Нижньому, вилучення багаторічних брудних мулових відкладів та вищої водної рослинності на прибережних ділянках озер, що, як передбачалось, повинно було забезпечити їхню очистку від побутових і промислових відходів, поліпшити водообмін, оздоровити водойми та відкрити природні джерела. Протягом наступних років різні заходи були направлені на відновлення еколого-санітарного стану водних об'єктів з метою облаштування зони рекреації для населення та розширення навколо них публічного простору (<https://obolon.kyivcity.gov.ua/news/22161.html>, <https://bzh.life/gorod/naboboloni-raschistyat-ozero-iordanskoe-a-ryadom-obustroyat-park>, <https://my-obolon.kiev.ua/novosti/nachalis-raboty-po-ochistke-ozera-iordanskogo.html>) [2].

Хоча вивченню гідробіології водойм міста присвячено численні роботи, однак у мікробіологічному та санітарно-бактеріологічному аспектах вони майже не досліджені. Як найбільш рухлива ланка екосистеми мікроорганізми швидко і адекватно відображають зміни у середовищі та забезпечують усі ланцюги кругообігу речовини, необхідної для існування водних екосистем. Бактеріальне населення планктону і бентосу виконує

найважливіші біогеохімічні процеси у водному середовищі. Бактеріопланктон утилізує переважно легкодоступні сполуки, а бактеріобентос трансформує органічні сполуки, які важко мінералізуються і можуть бути токсичними для інших гідробіонтів [10, 12, 17, 18, 24, 26, 29, 31, 32, 34—39, 42, 44, 45].

З огляду на це, метою досліджень було вивчення особливостей структурно-функціональних параметрів бактеріопланктону і бактеріобентосу озера, яке знаходиться під тривалим антропогенним впливом, та їхнього відгуку на гідротехнічну реконструкцію і благоустрій прилеглих територій водойми, а також оцінити роль бактеріального населення у формуванні якості водного середовища з екологічних та санітарних позицій.

Матеріал і методика досліджень

Проби води та донних відкладів відбирали на верхній та нижній ділянках оз. Опечень Нижнє (у напрямку течії), які цілком відображали природні параметри і дали можливість оцінки антропогенного впливу на водойму.

Для вивчення структурних параметрів угруповання бактерій та метаболічної активності клітин готували препарати на чорних полікарбонатних мембранних фільтрах Millipore з діаметром пор 0,22 мкм. Чисельність бактеріопланктону і бактеріобентосу визначали методом прямого підрахунку, фарбуючи препарати флуорохромом DAPI, та розраховували за загальноприйнятою формулою А.Г. Родіної [5, 33]. Чисельність клітин з пошкодженою цитоплазматичною мембраною у бактеріопланктоні та бактеріобентосі визначали методом прямого підрахунку, фарбуючи препарати флуорохромом пропідіум йодид [33].

Кількість евтрофних та оліготрофних бактерій у воді і донних відкладах визначали шляхом культивування проб відповідно на рибо-пептонному агарі та голодному агарі, що містить 25 мг/м³ поживного агару Діфко [5]. Серед евтрофних бактерій визначали кількість мікроорганізмів з активною електронно-транспортною системою. Для цього на поверхню середовища після проростання колоній мікроорганізмів накладали змочений розчином 2,3,5-трифенілтетразолій хлориду білий паперовий фільтр. Через 5 хвилин підраховували колонії, які забарвились у рожевий колір внаслідок відновлення реактиву до формагану [11].

Деструкцію органічної речовини (ОР) у воді планктонним угрупованням (бактеріо-, фіто- та зоопланктоном) визначали методом склянок по споживанню кисню і виражали у мг С/дм³·добу [5, 7, 15]. Бактеріальну деструкцію ОР у воді визначали розрахунковим методом, використовуючи літературні дані щодо питомого дихання бактеріопланктону [8, 9].

Для досліджень санітарно-бактеріологічного забруднення води посіви відібраного матеріалу здійснювали на набори підложок сухого поживного середовища Dry Filter™ (фірми Himedia). Проби води фільтрували через стерильні білі мембранні фільтри Millipore з діаметром пор 0,45 мкм. Інкубували чашки Петрі зі зразками в умовах, вказаних у технічній документації до наборів (<https://www.himedialabs.com/intl/en/pro>

ducts/Microbiology/Ready-prepared-Media-DriFilter%E2%84%A2-Membrane-Nutrient-Pad-Media/100000179). Інтерпретацію результатів здійснювали шляхом прямого підрахунку кількості колоній утворюючих одиниць у перерахунку на об'єм профільтрованої проби (КУО/100 см³).

В основу підложок сухого поживного середовища Dry Filter™ покладено метод швидкої ідентифікації характерних бактеріальних ензимів, що ґрунтується на використанні хромогенних субстратів. Завдяки цьому на поживному середовищі без будь-яких добавок можливе пряме визначення бактерій на основі характерного забарвлення колоній. Більше того, таке фарбування залишається стабільним кілька діб.

Для виявлення, виділення та підрахунку у досліджуваній воді санітарно-показових мікроорганізмів використовували: для кишкової палички та інших коліформних бактерій — агар М-Ендо (набір MF 010); для кишкових ентерококів — жовчно-ескуліновий агар із азидом натрію (набір MF 004) та середовище Сланець — Бартлі (набір MF 022); для стафілококів — середовище Чапмена — Стоуна (набір MF 008); для сальмонел — вісмут-сульфіт агар (набір MF 005) та хромогенне середовище (набір MF 020); для псевдомонад — середовище з цетримідом (набір MF 007); для дріжджів і грибів — декстрозний агар Сабуро (набір MF 003); для бактерій, що ферментують лактозу в кишківнику — середовище з типолем (набір MF 015).

Статистичну обробку отриманих мікробіологічних даних виконано в MS Excel, вона включала розрахунки середніх значень і коефіцієнтів кореляцій.

Результати досліджень та їх обговорення

Бактеріопланктон. Протягом вегетаційних періодів 2016—2018 рр. чисельність бактеріопланктону (ЧБП) в озері коливалась у межах від 2,1 до 4,9 (в середньому 3,1) млн. кл/см³ (рис. 1, *a*). Максимальну середню чисельність бактерій у воді реєстрували влітку, а мінімальну — восени. Такі сезонні коливання ЧБП обумовлені надходженням в екосистему органічної речовини протягом весняно-літнього сезону. Мале відхилення від середнього рівня кількості бактеріопланктону (пул) свідчить про незначне виведення бактеріального угруповання з рівноважного стану внаслідок дії зовнішніх чинників, а саме — антропогенного навантаження, та здатність мікробної складової планктону зберігати відносно постійний рівень кількісного розвитку.

Протягом вегетаційних періодів 2019—2021 рр. ЧБП у озері змінювалася у межах від 4,0 до 13,9 (в середньому 7,5) млн. кл/см³ (див. рис. 1, *a*). Максимальну середню кількість бактеріопланктону відмічали навесні та влітку, мінімальну — восени. Навесні після гідротехнічних робіт в озері відмічали найвищу чисельність бактеріопланктону, з поступовим зниженням протягом вегетаційного сезону. Межі коливань чисельності бактерій у воді стабілізувались у літньо-осінній сезон, але новий пул ЧБП перевищував у середньому у 2,4 раза показники, відмічені у вегетаційні періоди 2016—2018 рр. (див. рис. 1, *a*). Значні флуктуації та підвищення

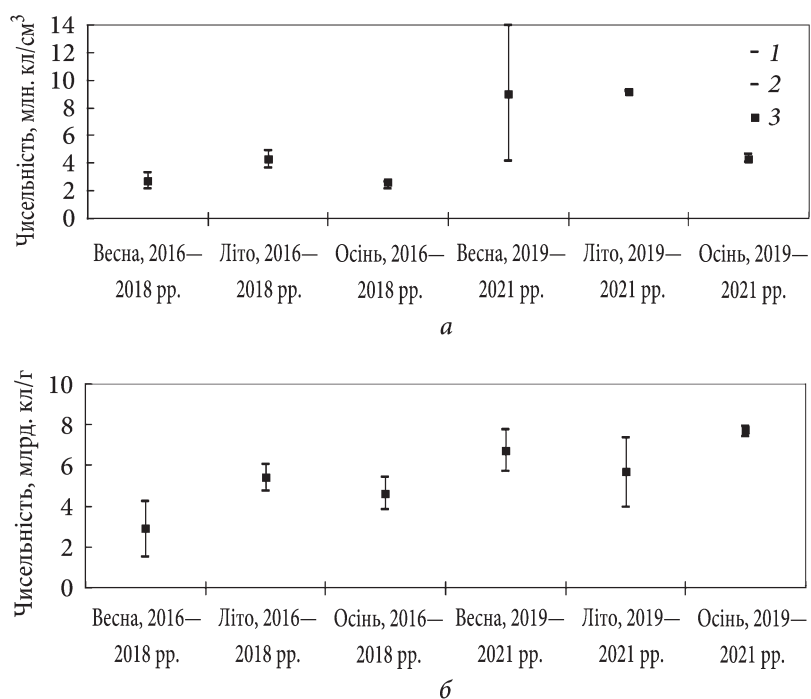


Рис. 1. Сезонна та річна динаміка чисельності бактеріопланктону (а) та бактеріобентосу (б) в озері: 1, 2 — межі коливання показника; 3 — середні значення

середнього рівня кількості бактеріопланктону свідчать про виведення бактеріального угруповання з рівноважного стану внаслідок втручання в екосистему водойми та внесення вод з вище розташованих озер системи Опечень, які теж були реконструйовані, робіт з очистки та укріплення берегової лінії.

Вивчення екології мікроорганізмів базується на функціональних та трофічних зв'язках. Підраховавши кількість бактерій, що вирости на поживних середовищах з різною концентрацією та якісним складом органічної речовини, отримують уявлення про різноманітність угруповання мікроорганізмів у природному середовищі існування. У воді та донних відкладах дослідженого озера вивчали мікроорганізми з різними трофічними потребами, а саме евтрофні (ЕБ) та оліготрофні (ОБ) бактерії.

Протягом періоду до гідротехнічних робіт у озері кількість евтрофних бактерій у воді перебувала у межах від 5,3 до 146,0 (в середньому 78,6) тис. кл/см³, а оліготрофних бактерій — від 19,0 до 77,5 (в середньому 41,7) тис. кл/см³. У сезонному аспекті максимальну середню кількість ЕБ реєстрували в літньо-осінній сезон, а мінімальну — навесні (рис. 2, а). Для сезонної динаміки розподілу ОБ у воді озера фіксували подібний характер навесні та влітку і незначне підвищення восени. Концентрація та якісний склад ОР у воді, розвиток і фізіологічний стан гідробіонтів, антропогенне забруднення були внутрішньоводоймними факторами, що позначились

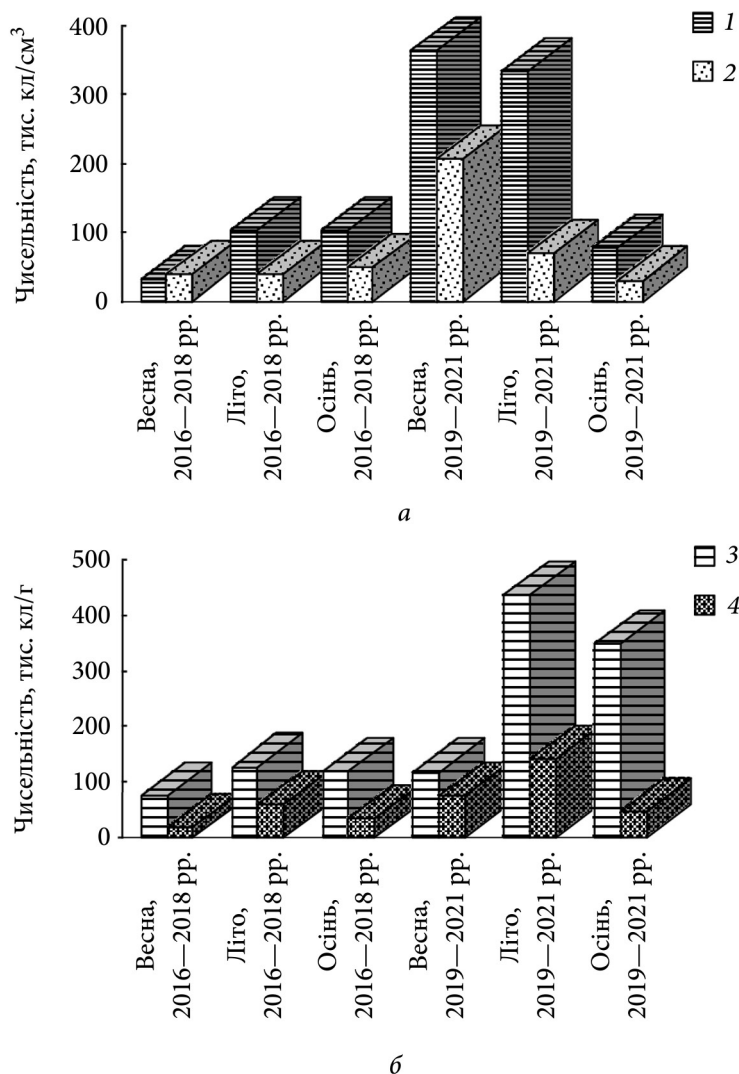


Рис. 2. Сезонна та річна динаміка чисельності евтрофних (1, 3) та оліготрофних (2, 4) бактерій у воді (а) та донних відкладах (б) озера (середні значення)

на чисельності бактерій різних еколого-трофічних груп на момент відбору проб.

Після техногенних змін екосистеми кількість евтрофних бактерій у воді була у межах від 54,1 до 508,0 (в середньому 257,7) тис. кл/см³, а оліготрофних бактерій — від 7,0 до 278,4 (в середньому 101,9) тис. кл/см³. Найвищу середню кількість ЕБ, подібно до чисельності бактеріопланктону, відмічали навесні та влітку, з подальшим зниженням величини в середньому у 4,7 раза восени (див. рис. 2, а). Динаміка розподілу кількості ОБ у воді озера в сезонному аспекті була іншою: максимальну середню

чисельність відмічали весною, з поступовим зниженням в середньому у 3,0—6,8 разів протягом вегетаційного сезону. Варто відмітити, що кількість ЕБ та ОБ у воді восени періоду 2019—2021 рр. досягла значень, відмічених восени періоду 2016—2018 рр. (див. рис. 2, *a*). Встановлений у цей період середній рівень кількості евтрофних та оліготрофних бактерій був вищим в середньому відповідно у 3,3 та 2,4 рази, ніж у попередній трирічний термін. Таким чином, значні флуктуації показника чисельності ЕБ є результатом надходження додаткової органічної речовини після гідротехнічних робіт, а також внесення водних мас з вище розташованих озер системи, які також зазнали трансформації. А роботи з очистки берегової лінії озера призвели до знищення вищої водної рослинності, яка вегетувала на великій площі літоралі, що, в свою чергу, стало причиною потрапляння у воду значної кількості важкоокиснюваної органічної речовини і вплинуло на пул чисельності ОБ.

Під час вегетаційних сезонів 2016—2018 рр. серед евтрофних бактерій у воді від 55,6 до 81,4 % (в середньому 66,2) складала така, що характеризувались активною електронно-транспортною системою (ТТХ⁺), так звані дихаючі бактерії. Для сезонних коливань чисельності дихаючих бактерій, подібно до кількості ЕБ, характерно підвищення їхньої долі влітку порівняно з весною та осінню (рис. 3, *a*). Сезонні зміни інтенсивності процесів життєдіяльності бактерій пов'язані з надходженням ОР.

За вегетаційні періоди 2019—2021 рр. доля ТТХ⁺ клітин у воді складала від 0,1 до 35,4 % (в середньому 20,2) евтрофних бактерій. Низьку середню долю бактерій, що характеризувались активною електронно-транспортною системою, відмічали навесні, з поступовим незначним підвищенням до осені (див. рис. 3, *a*). Характер розподілу величин показників після гідротехнічних робіт був нижчим в середньому у 3,3 раза, ніж до втручання. Можна думати, що результатом техногенних змін в екосистемі стало значне гальмування інтенсивності процесів дихального ланцюга аеробних мікроорганізмів планктону.

У період до гідротехнічних маніпуляцій у воді озера співвідношення ЕБ/ОБ становило від 0,1 до 20,4 (в середньому 7,0). У сезонному аспекті відмічали тенденцію підвищення величини відношення в середньому у 10,0 разів у літньо-осінній сезон порівняно з весняним, що обумовлено внутрішньоводоймними чинниками розвитку еколого-трофічних груп бактерій (див. рис. 3, *a*).

Упродовж наступних років відношення евтрофних до оліготрофних бактерій у воді складало від 1,6 до 13,8 (в середньому 6,6), тобто спостерігали більш інтенсивний розвиток евтрофних бактерій, ніж оліготрофних. Для сезонної динаміки реєстрували тенденцію підвищення величини відношення в середньому у 5,4 раза у літньо-осінній сезон порівняно з весняним (див. рис. 3, *a*). Відношення між цими групами мікроорганізмів зазвичай визначається якістю та доступністю ОР, а саме часткою легкоокиснюваних сполук. Інші дослідники також відмічали у озері значну їхню долю [2, 3, 6, 16].

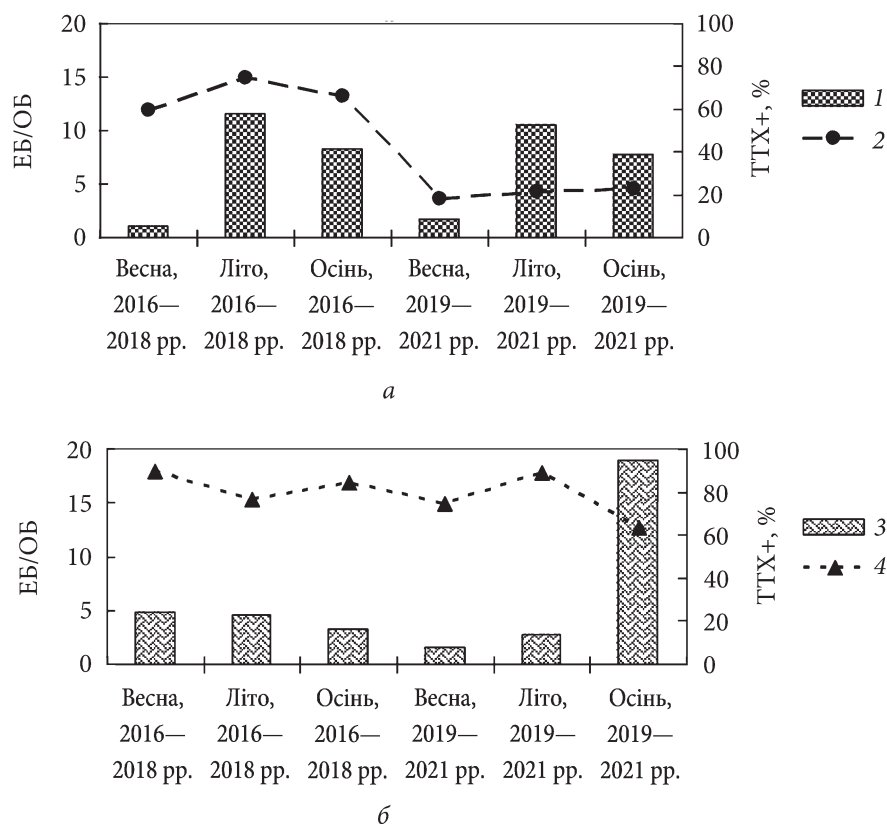


Рис. 3. Відношення кількості евтрофних до оліготрофних бактерій (1, 3) і доля евтрофних бактерій, що характеризувались активною електронно-транспортною системою (2, 4), у воді (а) та донних відкладах (б) озера (середні значення)

Відповідно до системи комплексної оцінки якості поверхневих вод [14], у 2016—2018 рр. за чисельністю бактеріопланктону вода відносилась до II—III класу якості, тобто за ступенем її чистоти (забрудненості) — до «добра» — «задовільна». Упродовж сезонів відмічали погіршення стану озера навесні та влітку, що пов'язано з динамікою розвитку мікробної складової планктону. За показниками чисельності евтрофних бактерій вода озера відносилась до IV—V класу якості, тобто «погана» — «дуже погана». Для сезонної динаміки реєстрували погіршення стану якості влітку та восени, що також зіставлялося з інтенсивністю процесів життєдіяльності мікроорганізмів.

Під час періоду 2019—2021 рр. вода за ЧБП відносилась до III—IV класу якості, тобто «задовільна» — «погана». Відмічали погіршення стану у весняний та літній сезони. Як і у період до техногенних змін, за показниками чисельності ЕБ вода озера відносилась до IV—V класу якості, тобто «погана» — «дуже погана». Характер сезонного погіршення якості вод озера навесні та влітку залежав від розвитку еколого-трофічної групи

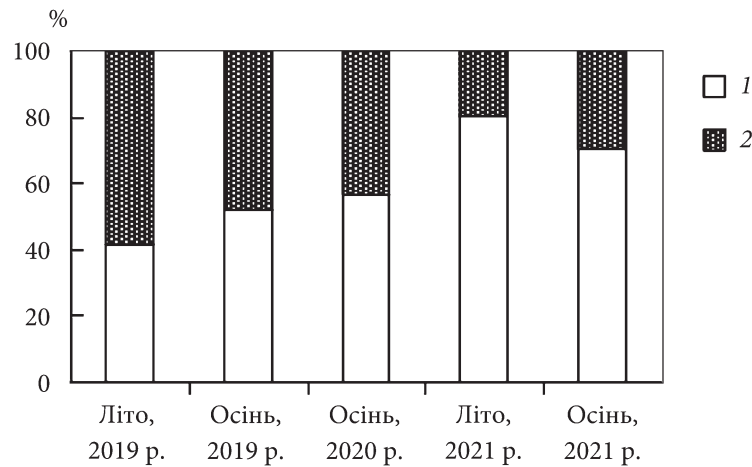


Рис. 4. Доля бактерій з пошкодженою цитоплазматичною мембраною у бактеріопланктоні (середні значення): 1 — живі клітини; 2 — мертві клітини

бактерій та умов навколишнього середовища. Варто відмітити, що за величинами чисельності бактеріопланктону оцінка була кращою, ніж за показниками еколого-трофічної групи у обидва досліджені періоди.

Визначення чисельності клітин з пошкодженою цитоплазматичною мембраною, тобто мертвих клітин, у бактеріопланктоні проводили у літньо-осінній сезон 2019—2021 рр. В озері мертві клітини становили від 15,8 до 64,0 % чисельності бактеріопланктону. Максимальну середню їхню долю у планктоні відмічали влітку 2019 р. (рис. 4). Надалі частка клітин з пошкодженою цитоплазматичною мембраною зменшувалась у 1,2—3,0 рази протягом сезонів та років вивчення. Для порівняння, у розташованому поряд заплавному штучному кар'єрному оз. Вербному (50°29'24" пн.ш. 30°31'03" сх.д.), яке має офіційний пляж та зону для відпочинку населення, але не зазнало реконструкції, у літньо-осінній сезон 2019—2021 рр. доля мертвих бактерій у воді була нижчою у 1,3—2,7 рази по акваторії водойми, ніж у досліджуваному озері. Така поведінка бактеріального угруповання в оз. Опечень Нижнє, можливо, обумовлена реакцією мікроорганізмів на техногенну трансформацію, елімінацією внесеної мікрофлори, несприятливими гідрохімічними та токсикологічними умовами для функціонування бактерій. Про такі незадовільні умови відмічали також інші дослідники [3, 6, 23].

Між вмістом у бактеріопланктоні клітин з пошкодженою цитоплазматичною мембраною та з активною електронно-транспортною системою в озері було виявлено обернену слабку корелятивну залежність ($r = -0,37$, $n = 6$). Літературні дані свідчать про невисоку кореляцію, інколи про її відсутність між показниками метаболічної активності бактеріопланктону, отриманими різними цитохімічними методами [19, 20, 33, 35].

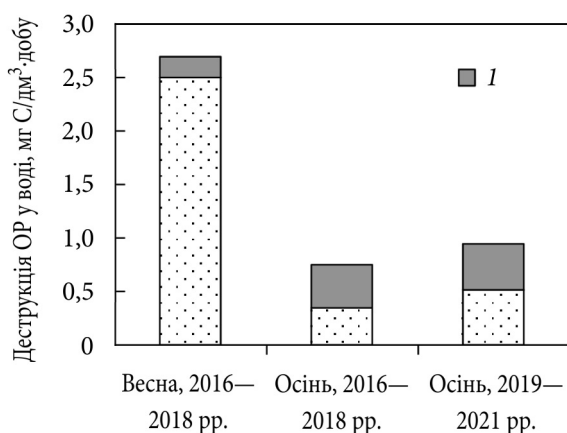


Рис. 5. Сезонні величини деструкції органічної речовини та частка бактеріальної деструкції (I) у воді озера (середні значення)

У весняний та осінній періоди 2016—2018 рр. деструкція ОР у воді озера варіювала в межах від 0,75 до 2,70 (в середньому 1,73) мг С/дм³·добу (рис. 5). Максимальні показники відмічали навесні, з пригніченням процесу розкладу ОР у воді восени в середньому у 3,6 раза. Протягом осінніх періодів 2019—2021 рр. розклад ОР у воді досліджуваної водойми змінювався від 0,60 до 1,30 (в середньому 0,95) мг С/дм³·добу. Від-

мічені коливання величин деструкції ОР у воді пояснюються варіабельністю розвитку угруповань бактеріо-, фіто- та зоопланктону в умовах навколишнього середовища, які визначаються фізико-гідрохімічними та токсикологічними параметрами, антропогенним навантаженням тощо.

Виходячи з величини споживання O_2 однією бактеріальною клітиною та чисельності бактеріопланктону в озері, розраховували бактеріальну деструкцію ОР у воді [4, 8, 18]. Її величини коливалися у періоди до і після гідротехнічних робіт відповідно у межах — 0,20—0,41 та 0,42—0,45 мг С/дм³·добу, що становило відповідно 7,6—54,0 (в середньому 30,8) та 32,0—75,5 (в середньому 53,8) % сумарної деструкції ОР (див. рис. 5). Для сезонної динаміки періоду 2016—2018 рр. слід відмітити збільшення долі бактеріальної деструкції ОР у воді в середньому у 2,0 рази від весни до осені. Рівень цих величин в озері визначався ступенем розвитку бактерій, вмістом органічних сполук, у тому числі автохтонної природи, окисно-відновними умовами, а також гідрохімічною, гідрологічною і токсикологічною ситуаціями. Доля бактеріальної деструкції ОР у воді протягом досліджених вегетаційних періодів свідчить, що в озері, нарівні з автотрофною ланкою, у трофічному ланцюзі значну роль у процесі деструкції ОР виконує бактеріопланктон, особливо восени.

З огляду на подібність середніх величини деструкції та бактеріального розкладу ОР у воді восени обох періодів дослідження, а також на середні значення, відмічені у воді оз. Вербного [42], можна зробити висновок, що заходи, які були направлені на відновлення еколого-санітарного стану оз. Опечень Нижнє, не дали очікуваного ефекту.

За час вивчення між показниками бактеріальної деструкції ОР у воді та чисельністю бактеріопланктону встановлено тісний корелятивний

зв'язок ($r = 0,87$, $n = 4$), що підтверджує вагому роль бактеріопланктону у процесі розкладу ОР у воді нарівні з автотрофною ланкою.

Мікробіологічним тестом екологічного стану водних об'єктів і підтвердженням антропогенного навантаження є присутність у воді бактеріального забруднення потенційно патогенними та патогенними мікроорганізмами. Відомо, що протягом останнього десятиліття спостерігається підвищення активності цих мікроорганізмів у природних водних об'єктах [21, 25, 27, 41, 43].

Система озер Опечень використовується промисловими об'єктами в якості ресурсу господарського водокористування та водовідведення, а також населенням — у рекреаційно-ландшафтних цілях. Тому вода озер може бути причиною зниження загальної резистентності організму та виникнення різноманітних захворювань населення. З огляду на це, уваги потребує визначення санітарно-епідеміологічних загроз та ризиків задля мінімізації негативних явищ.

Проведене у 2019—2021 рр. дослідження показує, що в умовах активного антропогенного та рекреаційного навантаження у воді озера спостерігається санітарно-бактеріологічне забруднення. По акваторії озера кількість потенційно патогенних та патогенних бактерій, у тому числі санітарно-показових, у воді коливалась у широких межах — від 0 до 40 500 КУО/100 см³ (таблиця). У пробах води фіксували значну кількість бактерій, що здатні викликати шкірні інфекції та харчове отруєння. Влітку відмічали високі показники грибів і дріжджів, кишкової палички та інших коліформних бактерій, кишкових ентерококів та фекальних стафілококів. Восени продовжували зберігати активність *E. coli* & coliform та інші лактозопозитивні бактерії, кишкові ентерококи та сальмонели. Присутність індикаторів фекального забруднення свідчить як про свіже, так і про тривале забруднення води. Відмічені сезонні коливання величин кількості бактерій у воді озера залежали від можливостей і термінів виживання мікроорганізмів, фізико-гідрохімічних та кліматичних умов водного середовища, а також кількості відпочиваючих людей на водоймі, надходження стічних та комунальних вод з колекторів тощо.

Оцінку якості води озера здійснювали, використовуючи кількісні характеристики санітарно-показових мікроорганізмів, що регламентовані у СанПиН № 4630-88 (https://dbn.co.ua/load/normativy/sanpin/sanpin_4630_88/25-1-0-721) та Державних санітарних правилах МОЗ України № 172 та № 173 (від 19.06.1996, <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0378-96#Text>, <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0379-96#Text>) для водойм культурно-побутового користування та у межах населених пунктів. Порівнюючи отримані данні з вимогами встановлених норм, фіксували перевищення показників кількості санітарно-показових бактерій у рази, десятки та сотні разів. Наші результати опосередковано співвідносяться з даними, отриманими організацією по благоустрою пляжів м. Києва, яка у літній сезон 2019—2021 рр. заборонила використовувати водні об'єкти, розташовані в Оболонському районі, для купання населення за результа-

тами санітарно-мікробіологічних та санітарно-хімічних досліджень води (<https://obolon.kyivcity.gov.ua/news/22564.html>).

Узагальнюючи результати санітарно-мікробіологічного дослідження, можна зробити висновок про непридатність оз. Опечень Нижнє для купання, а найбільші ризики для здоров'я людини, відпочиваючої на цій водоймі, пов'язані з ковтанням забрудненої води, шкірними інфекціями та споживанням їхтіофауни.

Бактеріобентос. Протягом вегетаційних періодів 2016—2018 рр. чисельність бактеріобентосу (ЧББ) у озері змінювалась у межах — від 1,5 до 6,0 (в середньому 4,3) млрд. кл/г. Максимальну середню ЧББ реєстрували влітку, а мінімальну — навесні (див. рис. 1, б). Сезонні коливання та незначна амплітуда відхилень від середнього рівня ЧББ обумовлені мозаїчністю фізико-хімічних умов у донних відкладах, характером їх самих, складом та місцем залягання, кількістю та якістю алохтонної та автохтонної ОР, антропогенним забрудненням.

У вегетаційні періоди 2019—2021 рр. чисельність бактерій у донних відкладах була від 3,9 до 7,9 (в середньому 6,7) млрд. кл/г. Найвищі середні значення показника фіксували восени, а мінімальні — влітку (див. рис. 1,

Таблиця

Вміст потенційно патогенних мікроорганізмів (КУО/100 см³) у воді озера

Показники		2019—2021 рр.		
		весна	літо	осінь
Дріжджі та гриби		—	$\frac{500-8400}{4450}$	—
<i>Enterococcus faecalis</i>	Жовчно-ескуліновий агар із азидом натрію	—	$\frac{12900-40500}{26700}$	—
	Середовище Сланець-Бартлі	—	$\frac{500-1800}{1150}$	100
<i>E. coli & coliform</i>		—	$\frac{500-23900}{9980}$	$\frac{6550-7500}{7150}$
<i>Salmonella</i> spp.	Вісмут-сульфіт агар	—	$\frac{600-4000}{2300}$	$\frac{2100-37500}{19800}$
	Хромогенне середовище	—	0	—
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>		—	0	—
<i>Staphylococcus</i> spp.		—	$\frac{400-7600}{3430}$	—
Кишкові лактозопозитивні бактерії		—	—	100

Примітка: «—» — не визначали; над рискою — межі коливання показника; під рискою — середнє значення показника.

б). Весною після техногенної трансформації озера спостерігали максимальну чисельність бактеріобентосу. Амплітуда коливань ЧББ стабілізувалася восени, але встановлений пул чисельності перевищував в середньому у 1,6 раза показники, відмічені у вегетаційні періоди 2016—2018 рр. (див. рис. 1, б). Значні флуктуації та підвищення середнього рівня кількості бактеріобентосу свідчать про виведення бактеріального угруповання з рівноважного стану внаслідок втручання в екосистему водойми, роботи з очистки і укріплення берегової лінії, а також вилучення багаторічних мулових відкладів та вищої водної рослинності.

У період до проведення реконструкції озера у донних відкладах кількість евтрофних бактерій коливалась у межах від 60,8 до 150,6 (в середньому 107,3) тис. кл/г, а оліготрофних бактерій — від 10,4 до 62,0 (в середньому 37,0) тис. кл/г (див. рис. 2, б). У бентосі від 57,2 до 99,1 % (в середньому 83,4) кількості ЕБ складали такі, що характеризуються активним транспортом електронів (див. рис. 3, б). Для сезонної динаміки було відмічено тенденцію підвищення кількості ЕБ та ОБ відповідно в середньому у 1,7—2,7 разів у літньо-осінній сезон порівняно з весняним. Якісний склад донних відкладів і мікрозональне розшарування, яким характеризується поверхневий шар мулів, вплинули як на кількісні величини, так і на активізацію процесів метаболізму бактерій протягом дослідження.

У наступні роки вивчення в озері кількість ЕБ та ОБ у донних відкладах знаходилась відповідно у межах 111,1—598,3 (в середньому 300,9) тис. кл/г та 35,4—174,1 (в середньому 87,3) тис. кл/г (див. рис. 2, б). Доля дихаючих клітин становила від 59,3 до 92,5 % (в середньому 75,5) кількості евтрофних бактерій (див. рис. 3, б). Динаміка розподілу по сезонам кількості евтрофних бактерій у донних відкладах озера була в середньому у 3,3 раза вищою у літньо-осінній сезон порівняно з весняним. Кількості ОБ зростала в середньому у 2,3 раза влітку порівняно з весною та осінню. Встановлений у цей період пул кількості ЕБ та ОБ був в середньому вищим відповідно у 2,8 та 2,4 рази, ніж у період 2016—2018 рр. Зареєстровані коливання чисельності бактерій еколого-трофічних груп у донних відкладах є результатом гідротехнічних маніпуляцій внаслідок збільшення концентрації речовин автохтонного та алохтонного походження. Варто відмітити, що в обидва періоди дослідження частка ТТХ⁺ клітин була високою та в середньому подібною, що свідчить про здатність мікробного населення бентосу зберігати відносно сталий рівень метаболізму.

У донних відкладах до реконструкції озера, як і у воді, спостерігали більш інтенсивний розвиток евтрофних бактерій, ніж оліготрофних, а співвідношення ЕБ/ОБ коливалося від 1,7 до 7,4 (в середньому 4,2) (див. рис. 3, б). У сезонній динаміці відмічали максимальні величини співвідношення навесні, з поступовим зниженням у 1,5 раза восени, що є характерним для функціонування бактерій різних еколого-трофічних груп протягом вегетаційного сезону.

Протягом 2019—2021 рр. співвідношення ЕБ/ОБ було в межах від 1,5 до 20,9 (в середньому 7,8) (див. рис. 3, б). Максимальні його величини

реєстрували в осінній сезон, і вони були вищими в середньому у 8,6 раза, ніж у весняно-літній. Підвищення величини відбулося за рахунок збільшення кількості евтрофних бактерій внаслідок максимальної (18,2 °C) температури води в один із осінніх сезонів, а отже, і гальмування процесів відмирання фіто-, зоопланктону та вищої водної рослинності. Таким чином, величина співвідношення ЕБ/ОБ > 1 свідчить, що у донних відкладах озера превалює легкоокиснювана ОР. Відомо, що про подібне відмічено у роботах [2, 3, 16].

Екологічний стан озера оцінювали за відсотковим відношенням чисельності евтрофних бактерій до чисельності бактеріобентосу (індексом ЕБ/ЧББ) [29]. Відповідно до отриманих середніх багаторічних даних у обидва періоди дослідження, екологічний стан оз. Опечень Нижне характеризувався як «стан ризику». Можна вважати, що проведена очистка озера від багаторічних мулових відкладів, побутових та промислових відходів не призвела до покращення екологічного стану водойми.

Визначення чисельності клітин з пошкодженою цитоплазматичною мембраною у бактеріобентосі проводили у літньо-осінній сезон 2020—2021 рр. За час вивчення доля мертвих клітини становила 20,5—24,4 % (в середньому 22,5) чисельності бактеріобентосу. Відносно невисокі величини показника свідчать про деякий лабільний стан угруповань донних відкладів, в якому знайшли рівновагу реакції мікробіоценозу на техногенні зміни, елімінацію внесеної мікрофлори, фізико-гідрохімічні та токсикологічні процеси.

Підсумовуючи все сказане, можна припустити, що проведені гідротехнічні роботи, спрямовані на поліпшення еколого-санітарного стану оз. Опечень Нижне, не дали бажаного результату, оскільки, з одного боку, для стабілізації функціонування екосистеми, зокрема бактеріальних населення планктону і бентосу, було недостатньо часу. З іншого боку, зберігається антропогенне забруднення водойми, що є основним та постійно діючим чинником.

Висновки

Структурно-функціональні показники бактеріального населення досліджуваного озера тісно пов'язані з біотичними та абіотичними чинниками і, як наслідок, відображають величину антропогенного навантаження на водойму, у тому числі гідротехнічної реконструкції і благоустрою прилеглих територій, внесення забрудненої води з вище розташованих по системі озер і колекторів, допливу стоків з похилих берегів, несанкціонованої рекреаційної діяльності тощо.

Бактеріальне населення є чутливим індикатором змін, що відбуваються в озері. Відзначений порядок величин та амплітуда коливань показників чисельності бактеріопланктону, бактеріобентосу, евтрофних та оліготрофних бактерій, долі мертвих та дихаючих клітин, співвідношення ЕБ/ОБ, рівня деструкції ОР у воді характерні для евтрофних водних об'єктів, що зазнають антропогенного впливу [10—12, 15, 17, 19, 20, 28, 29, 31, 32, 34, 35, 39, 42].

Тривале антропогенне забруднення озера є одним з основних та постійно діючих чинників, що впливають на структуру та функціонування угруповань бактерій планктону і бентосу. Межі коливань досліджених показників протягом вегетаційних періодів 2016—2018 рр. свідчать про незначне сезонне виведення бактеріального населення озера з рівноважного стану та його здатність повернутися до початкових величин. Це зумовлено гнучкістю угруповання мікроорганізмів, що дозволяє йому при значних, але короткочасних коливаннях чисельності зберігати відносно постійний рівень кількісного розвитку.

Після гідротехнічної трансформації озера екосистема перебувала у нестабільному стані, про що свідчать широка амплітуда коливання і більш високі середні значення показників мікробної складової планктону і бентосу. Наявність лімітуючих факторів також підтверджують доли мертвих бактерій та клітин з активною електронно-транспортною системою у планктоні у цей період.

Відмічений рівень інтенсивності деструкції ОР у воді досліджуваного озера та порівняння з іншим антропогенно зміненим поряд розташованим озером дає можливість припустити, що заходи з очистки не дали очікуваного ефекту щодо покращення екологічного стану водойми.

Оцінюючи якість вод озера за мікробіологічними параметрами, спостерігаємо тенденцію до її погіршення від III до V класу якості. З літератури відомо, що техногенно зміненими водними екосистемами вважають водні об'єкти, води яких відповідають III та вище класу якості [22]. Екологічний стан озера, оцінений за індексом ЕБ/ЧББ, також характеризувався як «стан ризику». Очевидно, що не тільки постійно діюче антропогенне забруднення, але й гідротехнічні роботи негативно вплинули на озеро, в якому порушилися механізми саморегуляції та екобалансованого розвитку.

Результати проведених санітарно-мікробіологічних досліджень води свідчать про непридатність озера для культурно-побутового використання. Виявлено перевищення нормативних параметрів за показовими санітарно-бактеріологічними показниками (*E. coli* та coliform, кишкових ентерококів, сальмонел), а це свідчить про низьку якість води. Найбільші ризики для здоров'я людей, які, ігноруючи заборони, використовують озеро для різних цілей, пов'язані з ковтанням забрудненої води, харчовими отруєннями та шкірними інфекціями.

Таким чином, помітні зміни у структурно-функціональних параметрах бактеріального населення планктону і бентосу озера після гідротехнічних маніпуляцій пов'язані як із самими виконаними роботами, так і зі збереженням джерел забруднення, а також занадто коротким для відновлення внутрішньоводоймних процесів часовим проміжком.

Список використаної літератури

1. Арсан О.М., Ситник Ю.М., Горбатюк Л.О. та ін. Особливості формування сучасного еколого-токсикологічного стану водойм урбанізованих територій та його

можливі зміни. *Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біологія спец. вип. «Гідроекологія»*. 2010. Т. 43, № 2. С. 14–17.

2. Вишневецький В.І., Борисова О.В., Гінзула М.Я. та ін. Водна стратегія міста Києва 2018–2025 рр. К: КП Плесо, 2018. 88 с.

3. Гончарова М.Т., Кіпніс Л.С., Коновець І.М. та ін. Екологічна оцінка якості води та донних відкладів озера системи Опечень (Київ). *Гідробіол. журн.* 2020. Т. 56, № 2. С. 70–82.

4. Драбкова В.Г. Зональное изменение интенсивности микробиологических процессов в озерах. Л: Наука, 1981. 212 с.

5. Кузнецов С.И., Дубинина Г.А. Методы изучения водных микроорганизмов. М.: Наука, 1989. 288 с.

6. Линник П.М., Жежеря В.А., Жежеря Т.П. та ін. Гідрохімічний режим озер системи Опечень (м. Київ). *Наук. праці УНД гідрометеорол. ін.-ту*. К., 2016. Вип. 269. С. 59–69.

7. МВВ 081/12-0008-01. Поверхневі та очищені стічні води. Методика виконання вимірювань масової концентрації розчиненого кисню методом йодометричного титрування за Вінклером. *Міністерство екології та природних ресурсів України. Офіц. вид.* К., 2002. 12 с.

8. Окслюк О.П., Г.Н. Олейник, Л.В. Шевцова и др. Гидробиология каналов Украинской ССР / Отв. ред. Н.В. Кондратьева. К.: Наук. думка, 1990. 240 с.

9. Олейник Г.Н. Бактериальная деструкция органического вещества в водоемах и водотоках. *Вод. ресурсы*. 1991. Т. 2. С. 89–97.

10. Олейник Г.Н. Бактериопланктон и бактериобентос в экотонных экосистемах. *Гидробиол. журн.* 1997. Т. 33, № 1. С. 51–62.

11. Олейник Г.Н., Кабакова Т.Н. Бактериопланктон Сасыкского водохранилища. *Там же*. 1995. Т. 31, № 3. С. 47–58.

12. Олейник Г.Н., Якушин В.М., Кабакова Т.Н. Реакция бактериопланктона как индикатор изменений в экосистеме водоемов в результате антропогенного загрязнения. *Там же*. 1996. Т. 32, № 2. С. 29–41.

13. Романенко В.Д. Гідроекологічні проблеми в умовах урбанізації. *Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біологія*. 2015. Т. 64, № 3–4. С. 18–21.

14. Романенко В.Д., Жукинський В.М., Окслюк О.П. Методика встановлення і використання екологічних нормативів якості поверхневих вод суші та естуаріїв України. К.: Мінекоресурсів України, 2001. 48 с.

15. Романенко В.И., Кузнецов С.И. Экология микроорганизмов пресных водоемов: лабораторное руководство. Л.: Наука, 1974. 194 с.

16. Романенко О.В., Арсан О.М., Кіпніс Л.С., Ситник Ю.М. Екологічні проблеми Київських водойм і прилеглих територій. К.: Наукова думка, 2015. 192 с.

17. Романишин Г.М., Якушин В.М., Каленіченко К.П., Лінчук М.І. Бактеріопланктон озера, розташованого в межах мегаполіса, та його сезонні зміни. *Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біологія*. 2014. Т. 58, № 1. С. 25–31.

18. Садчиков А.П. Трансформация органического вещества бактериальным сообществом в водоемах разной трофности. *Гидробиол. журн.* 2001. Т. 37, № 3. С. 87–92

19. Старосила Є.В. Метаболічно активні клітини в бактеріопланктоні ставів з високим вмістом мінерального азоту. *Там же*. 2008. Т. 36, № 2. С. 27–37.

20. Старосила Є.В., Олейник Г.Н. Метаболически активные клетки бактериопланктона, определенные *in situ* методами. *Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біологія*. 2011. Т. 47, № 2. С. 47–50.

21. Старосила Є.В., Юришинець В.І. Вміст умовно-патогенних бактерій у різнотипних водних об'єктах. *Чиста вода. Фундаментальні, прикладні та промислові аспекти*: мат. VI Міжнар. наук.-практ. конф., 14–15 лист. 2019 р. К., 2019. С. 189–192.

22. Толочик І. Л. Екологічний стан р. Стир в умовах антропогенного навантаження у межах Рівненської області: дис. ... канд. біол. наук. Львів, 2018. 228 с.

23. Упорядкування водоохоронних зон міських водойм на основі екологічної оцінки якості вод / Під заг. ред. І.В. Панасюка. К., 2016. 94 с.
24. Amin S.A., Hmelo L.R., van Tol H.M. Interaction and signaling between a cosmopolitan phytoplankton and associated bacteria. *Nature*. 2015. Vol. 522. P. 98–101.
25. Ashbolt N.J. Microbial contamination of drinking water and human health from community water systems. *Curr. Environ. Health Rep.* 2015. Vol. 2, N 1. P. 95–106.
26. Brachvogel T., Schweitzer B., Simon M. Dynamics and bacterial colonization of microaggregates in a large mesotrophic lake. *Aquatic Microbiol. Ecol.* 2001. Vol. 26. P. 23–35.
27. Cabral J.P.S. Water Microbiology. Bacterial Pathogens and Water. *J. Environ. Res. Public Health*. 2010. Vol. 7, N 10. P. 3657–3703.
28. Chróst R.J., Adamczewski T., Kalinowska K. et al. Abundance and structure of microbial loop components (bacteria and protists) in Lakes of different trophic status. *J. Microbiol. Biotechnol.* 2009. Vol. 19, N 9. P. 858–868.
29. Dzyuban A.N., Kosolapov D.B., Kuznetsov I.A. Microbiological processes in bottom sediments of the Rybinsk Reservoir and Lake Pleshcheyevo as factor forming the quality of aquatic environment. *Hydrobiol. J.* 2005. Vol. 41, № 6. C. 78–84.
30. 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.
31. Gurnyak D., Oleynik G. N., Sviontetski A. Structure and functioning of bacterioplankton of Lake Warniak (Poland) after biomanipulation experiments. *Ibid.* 2003. Vol. 39, N 2. P. 30–38.
32. Lew S., Świątecki A. Activity of bacterioplankton in different status lakes. *Prace Limnologiczne XXIII: acta Universitatis N. Copernici*. Toruń, 2003. Zeszyt 100. S. 19–24.
33. Methods in microbiology / Ed. by J.H. Paul. USA: Acad. Press, 2001. V. 30. 657 p.
34. Olejnik G., Świątecki A., Górniak D. et al. Struktura i funkcja bakteriobentosu w jeziorach o różnej trofii. *Słupskie prace przyrodnicze*. Słupsk, 2001. N 1. S. 141–153.
35. Oleynik G.N., Starosyla Ye.V. Structure and functioning of bacterioplankton and bacteriobenthos in the water bodies with high content of inorganic nitrogen. *Hydrobiol. J.* 2010. Vol. 46, N 6. P. 26–36.
36. Oleynik G.N., Yurishinets V.I., Starosyla Ye.V. Bacterioplankton and bacteriobenthos as biological indicators of aquatic ecosystem state. *Ibid.* 2011. Vol. 47, N 2. P. 37–48.
37. Paul E.A., Clark F.E. Soil microbiology and biochemistry. USA: Acad. Press, 1996. 250 p.
38. Samuelsson K., Andersson A. Predation limitation in the pelagic microbial food web in an oligotrophic aquatic system. *Aquat. Microb. Ecol.* 2003. Vol. 30. P. 239–250.
39. Starosyla Ye.V. Destruction of organic matter in pond water contaminated by mineral nitrogen. *Hydrobiol. J.* 2008. Vol. 44, N 3. P. 57–65.
40. Starosyla Ye.V. Catalase activity in bottom sediments of the water bodies of different types in the urbanized territory. *Ibid.* 2020. Vol. 56, N 1. P. 70–80.
41. Starosyla Ye.V. Conditionally pathogenic and pathogenic microorganisms in hydroecosystems and their role in water quality assessment (a review). *Ibid.* 2021. Vol. 57, N 4. P. 27–35.
42. Starosyla Ye.V. Microbiological processes of organic matter decomposition in the water of some lakes of Kyiv. *Ibid.* 2021. Vol. 57, N 2. P. 54–61.
43. Starosyla Ye.V. Microbiological monitoring of potentially pathogenic microorganisms in different types of water bodies. *Innovation in science: global trends and regional aspect: internat. scient. conf.*, Riga, march 12–13, 2021. Latvia, 2021. P. 13–16.
44. Starosyla Ye.V., Oleynik G.N., Golovko T.V., Yurishinets V.I. Viruses in microbial «loop» in the aquatic ecosystems (a review). *Hydrobiol. J.* 2013. Vol. 49, N 6. P. 55–63.
45. The lakes handbook «Limnology and limnetic ecology» / Eds. by P.E. O'Sullivan, C.S. Reynolds. USA: Blackwell Publishing, 2004. Vol. 1. P. 417–460.

Надійшла 24.05.2022

Ye. V. Starosyla, Ph. D. (Biol.),
Institute of Hydrobiology NAS Ukraine,
Geroyiv Stalingrada prosp., 12, 04210, Ukraine, Kyiv
e-mail: jenya_star@ukr.net
<https://orcid.org/0000-0001-5366-7894>

STRUCTURAL AND FUNCTIONAL CHANGES IN THE BACTERIAL POPULATION
OF THE LAKE AS A RESPONSE TO HYDROTECHNICAL WORKS (ON THE
EXAMPLE OF OPECHEN NYZHNE LAKE, KYIV, UKRAINE)

The results of studies of the structural and functional indicators of bacterioplankton and bacteriobenthos of Opechen Nizhny Lake before (2016—2018) and after (2019—2021) its hydrotechnical reconstruction and improvement of the surrounding areas are presented. The analysis of seasonal dynamics of the number of bacterioplankton, bacteriobenthos, eutrophic and oligotrophic bacteria, bacteria with a damaged cytoplasmic membrane (dead cells) and bacteria with ETS—active (active electron transport system) in water and bottom sediments, intensity of destruction and bacterial decomposition of organic matter in water was analyzed. Significant development of sanitary-indicative microorganisms in the lake water was revealed. The comparative analysis of the quantitative development and functioning features of the bacterial population of the Lake for the two investigated periods was carried out. The results obtained on the basis of the analysis and generalization of research data can be used to identify the mechanisms of formation and functioning of pollution-resistant microbial communities in anthropogenically polluted and reconstructed water bodies, as well as their role in self-cleaning processes.

Key words: lake, bacterioplankton, bacteriobenthos, ecological-trophic groups of bacteria, sanitary-indicative microorganisms, anthropogenic influence, hydrotechnical works.

ЕКОЛОГІЧНА ФІЗІОЛОГІЯ І БІОХІМІЯ ВОДНИХ РОСЛИН

УДК 574.64:628.193.665.61:581.526.3

Л.О. ГОРБАТЮК, к. т. н., ст. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна,
e-mail: ludmila.horbatiuk@gmail.com

О.О. ПАСІЧНА, к. б. н., ст. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна,
e-mail: ecorasichna@gmail.com

М.О. ПЛАТОНОВ, к. б. н., наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна,
e-mail: n.platonov73@gmail.com

С.П. БУРМІСТРЕНКО, пров. інженер,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна,
e-mail: ecotoxhydrobiol@gmail.com

І.М. НЕЗБРИЦЬКА, к. б. н., ст. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: inna_imn@ukr.net

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

ОСОБЛИВОСТІ ВПЛИВУ НАФТОПРОДУКТІВ НА ВМІСТ ТА СПІВВІДНОШЕННЯ ФОТОСИНТЕТИЧНИХ ПІГМЕНТІВ *CERATOPHYLLUM DEMERSUM* L.

На підставі проведених досліджень встановлено, що у водному середовищі дія нафтопродуктів (бензин і дизельне паливо) у концентрації 5,0 і 10,0 мг/дм³ на представника занурених вищих водних рослин *Ceratophyllum demersum* L. призводила до значного зниження вмісту фотосинтетичних пігментів (хлорофілів *a* і *b* та каротиноїдів), а також зменшення величин співвідношення (хлорофіл *a*/хлорофіл *b*) та (хлорофіл *a* + хлорофіл *b*)/каротиноїди, що є ознакою пригнічення життєдіяльності макрофіта. Показано, що пігментна система *C. demersum* виявилась досить стійкою за концентрації бензину і дизельного пального 0,5 і 1,0 мг/дм³, що свідчить про

Ц и т у в а н н я: Горбатюк Л.О., Пасічна О.О., Платонов М.О., Бурмістренко С.П., Незбрицька І.М., Вітовецька Т.В. Особливості впливу нафтопродуктів на вміст та співвідношення фотосинтетичних пігментів *Ceratophyllum demersum* L. Гідробіол. журн. 2022. Т. 58. № 5. С. 91—104.

перспективність використання даного виду рослин для фітореMediaції помірно забрудненого нафтопродуктами водного середовища.

Ключові слова: нафтопродукти, бензин, дизельне паливо, водні рослини, *Ceratophyllum demersum* L., хлорофіли, каротиноїди, фітореMediaція.

Серед основних забруднювальних речовин, що надходять до водних об'єктів в Україні та світі, значну частку займають продукти переробки нафти. Основними джерелами їхнього потрапляння у внутрішні водойми України є недостатньо або взагалі неочищені промислові і комунальні стоки та поверхневий стік, насамперед під час паводків. Найбільш інтенсивним є надходження нафтопродуктів до басейну таких річок, як Дніпро та його притоки (Прип'ять, Десна, Інгулець та ін.), Сіверський Донець, Дністер та Південний Буг [8]. З кожним роком збільшується надходження нафтопродуктів і до водойм м. Києва внаслідок посилення антропогенної діяльності, інтенсивної розбудови мегаполісу та збільшення кількості його мешканців [1]. Зараз в Україні проблема нафтового забруднення водойм і ґрунтів різко загострилася та набула ознак екоциду через збитки, завдані доквілю в результаті російської військової агресії [11].

Токсичний вплив нафтопродуктів у водних екосистемах спрямований на всі ланки трофічного ланцюга, але насамперед небезпечний для фотосинтезуючих організмів, що становлять продукційну та енергетичну основу гідробіоценозів.

Деструктивні зміни у вмісті та складі фотосинтетичних пігментів є фізіологічною реакцією рослин на дію стресових чинників. Тому такі показники, як вміст хлорофілів і каротиноїдів, а також зміни їхнього вмісту і співвідношення, дозволяють оцінити ступінь токсичного впливу нафтопродуктів на фізіологічний стан макрофітів [12]. При цьому ступінь стійкості пігментного комплексу зумовлюється як фізіолого-біохімічними особливостями певного виду рослин [14], так і природою токсиканту, його концентрацією та тривалістю дії [30].

Результати досліджень фізіологічних реакцій та активності ферментних комплексів гідрофітів на нафтове забруднення води свідчать про істотне пригнічення їхньої фотосинтетичної активності та залежне від зростання концентрації сирої нафти або продуктів її переробки зменшення вмісту хлорофілів і каротиноїдів [4, 13, 15, 18, 19, 26]. Суттєві зміни відзначають також у кількісному співвідношенні окремих форм хлорофілів і каротиноїдів у тканинах гідрофітів за дії сирої нафти [16].

Відомо, що внаслідок своїх морфо-функціональних особливостей, деякі види водних рослин виявляють достатню толерантність та високий адаптивний потенціал до присутності нафтових вуглеводнів у середовищі [22, 24, 27], здатні до активної стимуляції нафтодеградуючої мікрофлори [25, 31], що відкриває можливості їхнього практичного застосування для детоксикації забруднених нафтопродуктами водних екосистем [17, 28].

До водних рослин, які є стійкими до хімічного забруднення, належить *Ceratophyllum demersum* L. Це занурена рослина, яка швидко наро-

ще біомасу і є типовим представником природних водойм України, що робить її перспективним об'єктом для застосування у фіторе mediaції природних водойм.

Метою нашої роботи було з'ясування особливостей впливу різних концентрацій бензину і дизельного пального на стан пігментної системи представника занурених макрофітів *Ceratophyllum demersum* L., а також оцінка перспектив його використання у фітотехнологіях відновлення водойм, забруднених нафтопродуктами.

Матеріал і методика досліджень

Об'єктом досліджень був *Ceratophyllum demersum* L., який відноситься до занурених вищих водних рослин і дуже поширений в озерах і ставках України, зокрема у водоймах м. Києва [21].

Рослини *C. demersum* були відібрані із природних водойм м. Києва і поміщені в акваріум об'ємом 30 дм³ з відстояною водопровідною водою для акліматизації протягом двох тижнів. Один раз у 2—3 дні в акваріумі проводили заміну половини об'єму води.

Для проведення експерименту по п'ять молодих пагонів *C. demersum* довжиною 8—10 см поміщали у скляні ємності об'ємом 3 дм³, заповнені відстояною водопровідною водою.

У дослідні акваріуми вносили нафтопродукти (бензин А-95 і дизельне пальне) з таким розрахунком, щоб їхня концентрація у воді становила 0,5, 1,0, 5,0 і 10,0 мг/дм³. Зазначені концентрації нафтопродуктів (0,5 і 1,0 мг/дм³) характерні для внутрішніх водойм м. Києва, що зазнали часткової або повної антропогенної трансформації [2, 5]. Також брались до уваги і більш високі концентрації (5,0 і 10,0 мг/дм³), які реєструвались внаслідок аварійних виливів. Нафтопродукти вносили в акваріуми у вигляді водної емульсії, яку готували згідно методики [9] та додавали одразу після приготування.

В акваріумах рослини утримували впродовж 14 діб в умовах штучного освітлення люмінесцентними лампами денного світла інтенсивністю 3000 лк. Тривалість світлового періоду становила 16 год, температура води — 25±3 °С, рН — 7,6±0,5. Рівень води у дослідних ємностях підтримували шляхом регулярного додавання свіжої води до об'єму 3 дм³.

Контролем слугували рослини, які експонували в аналогічних умовах, але без додавання нафтопродуктів.

Оцінку впливу нафтопродуктів на пігментну систему *C. demersum* здійснювали за змінами вмісту хлорофілу *a*, хлорофілу *b* і каротиноїдів — основних фотосинтетичних пігментів вищих водних рослин. Вміст пігментів визначали спектрофотометричним методом після їхньої екстракції зі свіжої рослинної тканини 80%-вим ацетоном згідно методики [6]. Розрахунок концентрації пігментів здійснювали згідно формул [23] та виражали у міліграмах на 1 г сухої маси. Вміст сухої маси у сирому рослинному матеріалі визначали після його висушування при температурі 105 °С до сталої маси.

Визначення вмісту пігментів проводили у трьох повтореннях на 3-тю, 7-му, 10- і 14-ту добу експозиції.

Статистичну обробку отриманих результатів, зокрема розрахунок середнього значення та стандартного відхилення ($M \pm m$), проведено із використанням програми MS Excel 2016. Результати статистичної обробки відображено на рисунках.

Результати досліджень та їх обговорення

Аналіз впливу різних концентрацій бензину та дизельного пального у водному середовищі на пігментні характеристики *C. demersum* впродовж 14 діб експозиції показав, що на третю добу експерименту за дії бензину у мінімальній дослідженій концентрації (0,5 мг/дм³) спостерігалось зростання вмісту хлорофілу *a* у тканинах макрофітів на 11,5 %, а за дії дизельного пального — на 10 % порівняно з контролем (рис. 1, 2). На сьому добу вміст хлорофілу *a* у дослідних зразках також перевищував контрольні значення на 10,6—10,8 %, що може свідчити про стимулюючий вплив відносно низької концентрації нафтопродуктів на пігментну систему *C. demersum*. Варто зазначити, що аналогічний ефект малих доз нафти і нафтопродуктів реєстрували й інші дослідники [3, 29, 30]. Цей так званий «ефект гормезису» [29] пов'язують з мобілізацією адаптивно-захисних механізмів, зокрема в ультраструктурі хлоропластів, для протидії токсичному стресу [3].

За дії бензину в концентрації 1,0 мг/дм³ впродовж 10 діб не виявлено вірогідних відмінностей у вмісті хлорофілу *a* між контролем і дослідним варіантом. Однак вже на 14-ту добу вміст хлорофілу *a* в рослині знизився на 16 %. У той же час, дизельне пальне за концентрації 1,0 мг/дм³ у більшій мірі пригнічувало пігментну систему *C. demersum* (на 10-ту добу досліді вміст хлорофілу *a* в рослинах зменшився на 12,4 %, а на 14-ту добу — на 25,2 %).

Зі збільшенням концентрації бензину до 5,0 і 10,0 мг/дм³ спостерігалась значна деградація хлорофілу *a* у тканинах *C. demersum* після трьох діб експозиції, внаслідок чого до кінця експерименту його вміст зменшився відповідно на 41,7 і 54 % порівняно з контролем.

Дизельне пальне в концентрації 5,0 і 10,0 мг/дм³ виявляло більш руйнівну дію на хлорофіл *a*, у результаті чого до кінця експозиції його вміст у дослідних зразках був меншим відповідно на 43,8 і 64,7 %, ніж у контролі, що може свідчити про більшу токсичність дизельного пального для *C. demersum* порівняно з бензином.

Відомо, що занурені водні рослини відрізняються від інших макрофітів більш високим вмістом хлорофілу *b* у структурі пігментного комплексу, що забезпечує їм ефективну світлозбиральну функцію в умовах низької освітленості товщі води [7].

Дослідження змін вмісту хлорофілу *b* у тканинах *C. demersum* зі збільшенням концентрації нафтопродуктів показало, що за дії бензину у мінімальній концентрації (0,5 мг/дм³) протягом 3—7 діб відбувалось підвищення вмісту хлорофілу *b* у рослинах на 12—15 %, а за дії дизельного па-

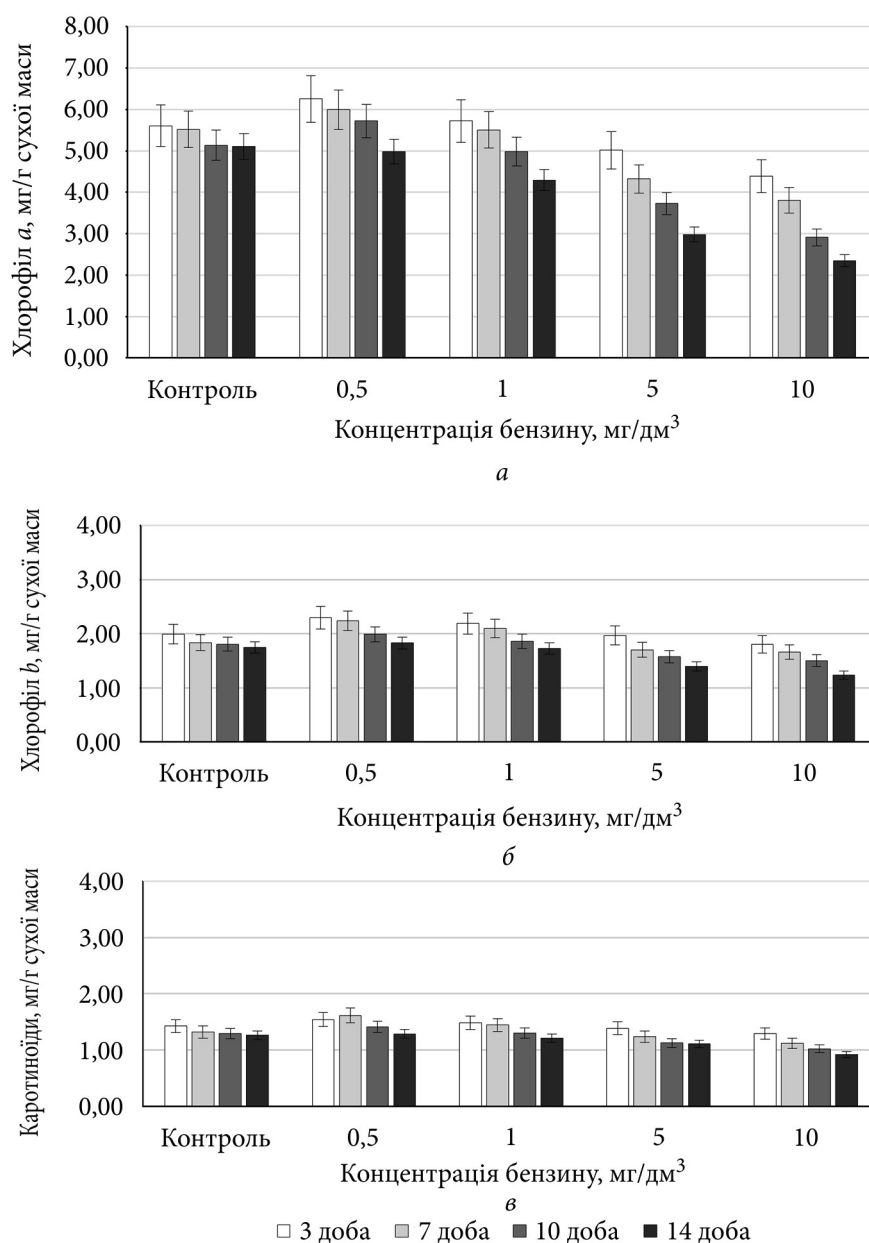


Рис. 1. Вміст хлорофілу *a* (*a*), хлорофілу *b* (*b*) і каротиноїдів (*v*) у *Ceratophyllum demersum* за різних концентрацій бензину у водному середовищі ($M \pm m$; $n = 3-4$)

льного — на 15—20 % (див. рис. 1, 2). Аналогічне збільшення вмісту хлорофілу *b* у тканинах *C. demersum* відмічено і за концентрації нафтопродуктів 1,0 мг/дм³, але у дещо меншій мірі: на 9,8 % — за дії бензину і 17 % — за дії дизельного пального.

В той же час, вплив нафтопродуктів у більш високих концентраціях (5,0 і 10,0 мг/дм³) на *C. demersum* протягом 14 діб експерименту призво-

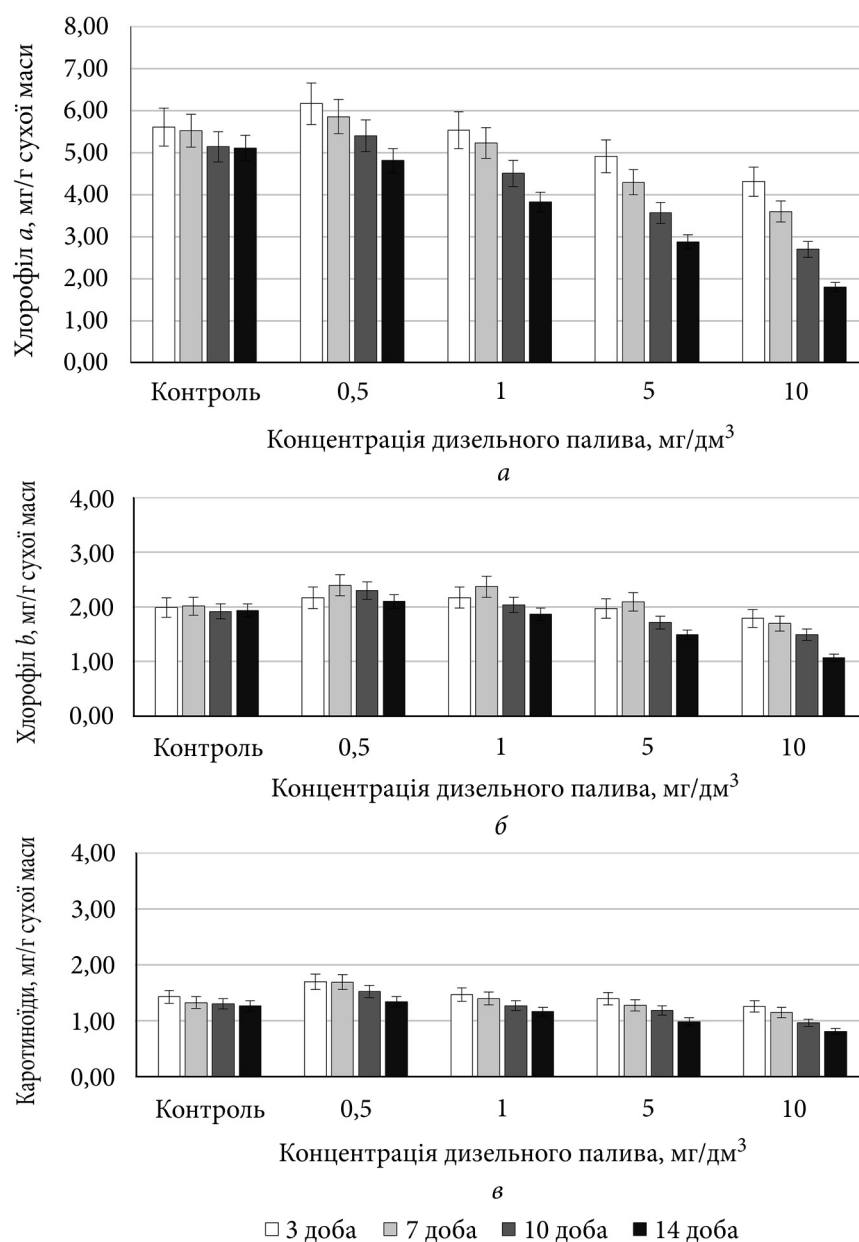


Рис. 2. Вміст хлорофілу *a* (*a*), хлорофілу *b* (*b*) і каротиноїдів (*v*) у *Ceratophyllum demersum* за різних концентрацій дизельного пального у водному середовищі ($M \pm m$; $n = 3-4$)

див до значних втрат хлорофілу *b*, які становили: 25 % — за дії бензину і 41,7 % — за дії дизельного пального. Проте, порівняно зі змінами вмісту хлорофілу *a*, зменшення вмісту хлорофілу *b* за весь час експозиції було дещо нижчим, що може бути ознакою його більшої стійкості до токсичної дії нафтопродуктів.

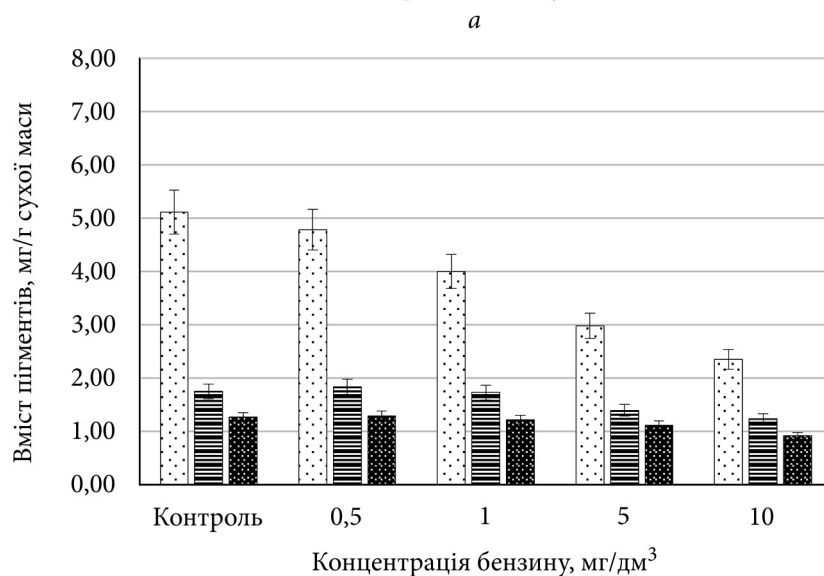
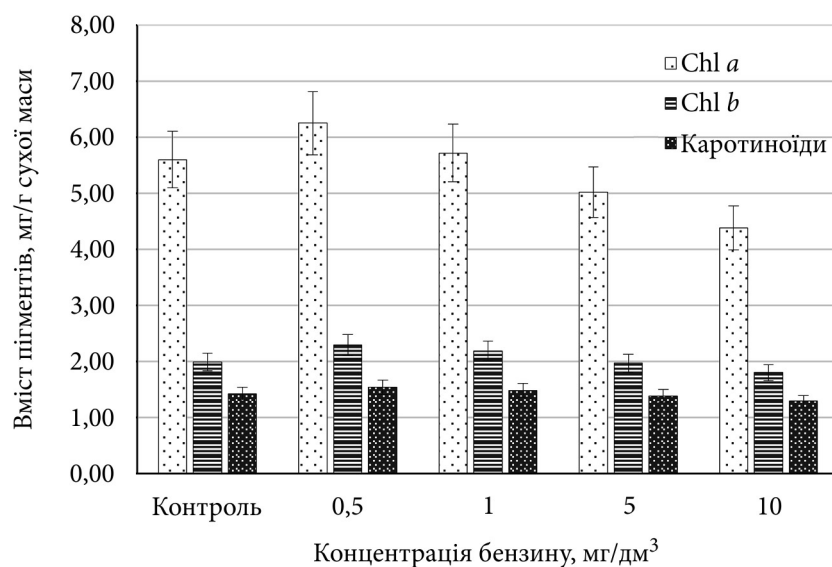
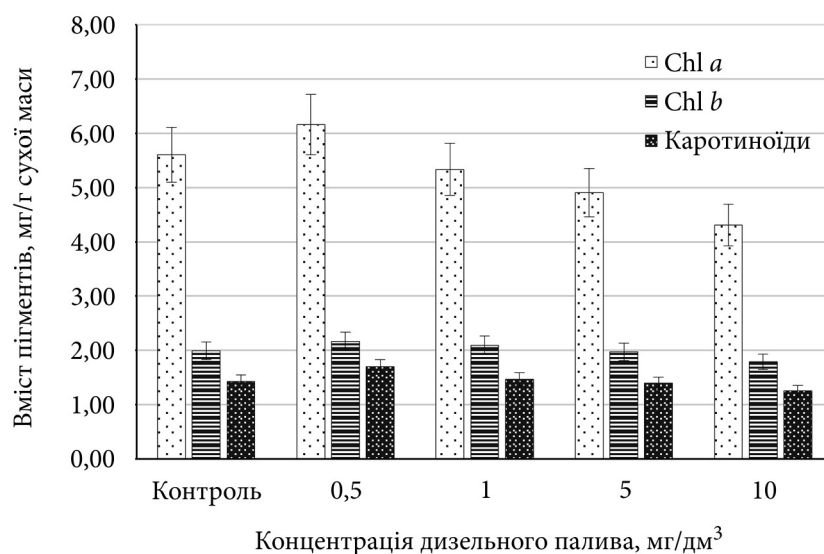


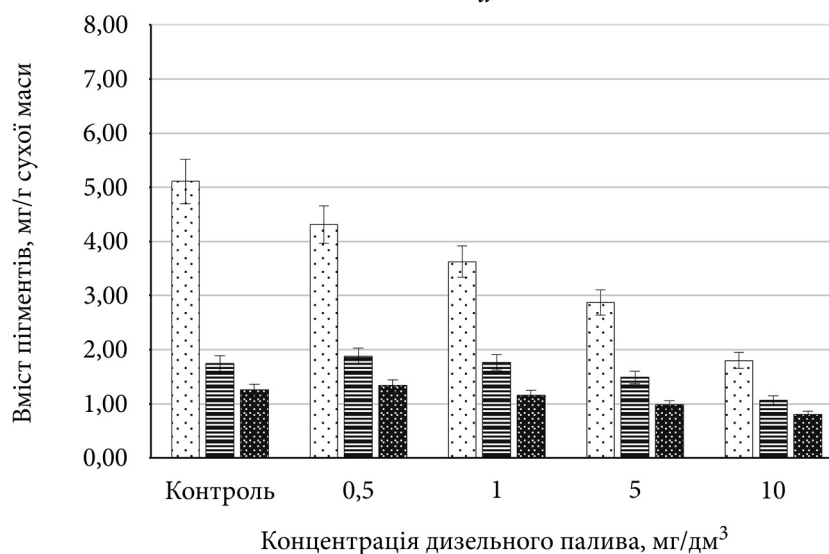
Рис. 3. Зміни у пігментному складі *Ceratophyllum demersum*. на 3-тю (а) і 14-ту (б) добу експозиції за дії різних концентрацій бензину у водному середовищі ($M \pm m$; $n = 3-4$)

Важливу роль в адаптаційних перебудовах рослинного організму до дії несприятливих чинників середовища відіграють каротиноїди, які, будучи переносниками активного кисню, виконують функцію захисту клітинних структур від процесів вільнорадикального окиснення [20].

Як засвідчив аналіз змін вмісту каротиноїдів, у пігментному комплексі *C. demersum* за дії нафтопродуктів у концентраціях 0,5 і 1,0 мг/дм³ простежується збільшення кількості зазначених пігментів у тканинах



a



б

Рис. 4. Зміни у пігментному складі *Ceratophyllum demersum* на 3-тю (а) і 14-ту (б) добу експозиції за дії різних концентрацій дизельного пального у водному середовищі ($M \pm m$; $n = 3-4$)

рослини на 3-тю — 7-му добу експозиції: на 9,4—22,4 % — за дії бензину і на 18,9—27,9 % — за дії дизельного пального (див. рис. 1, 2).

Проте, з підвищенням концентрації нафтопродуктів до 5,0 і 10,0 мг/дм³ спостерігалось зниження вмісту каротиноїдів у дослідних зразках впродовж 14 діб експерименту: на 11,9—27,3 % — за дії бензину і на 22,2—36,4 % — за дії дизельного пального. Отже, нафтопродукти у за-

значених концентраціях виявляли відчутний пригнічувальний ефект на пігментну систему *C. demersum*, що супроводжувався значними втратами кількості як хлорофілів, так і каротиноїдів. В значній мірі цьому сприяє здатність нафтопродуктів утворювати плівку на поверхні водних рослин, що призводить до порушення газообміну та зниження їх фотосинтетичної активності [9].

Зміни вмісту тієї чи іншої форми хлорофілу і каротиноїдів залежать як від фізіолого-біохімічних особливостей самої рослини, так і від хімічної природи токсиканта, його концентрації і тривалості впливу [15], про що свідчить порівняльний аналіз змін у пігментному складі *C. demersum* на 3-тю і 14-ту добу експозиції за впливу різних концентрацій бензину і дизельного пального (рис. 3, 4).

Таблиця 1

Співвідношення вмісту хлорофілу *a* до хлорофілу *b* та хлорофілів до каротиноїдів у *Ceratophyllum demersum* L. за різних концентрацій бензину у водному середовищі

Тривалість експозиції, доба	Концентрація бензину, мг/дм ³	Хлорофіл <i>a</i> / хлорофіл <i>b</i>	Хлорофіл <i>a</i> +хлорофіл <i>b</i> / каротиноїди	
3	Контроль	2,81	5,32	
	0,5	2,72	5,55	
	1	2,61	5,32	
	5	2,55	5,03	
	10	2,43	4,78	
	7	Контроль	3,01	5,57
7	0,5	2,77	5,22	
	1	2,63	5,26	
	5	2,54	4,87	
	10	2,29	4,87	
	10	Контроль	2,85	5,36
	10	0,5	2,88	5,46
1		2,68	5,24	
5		2,37	4,71	
10		1,94	4,31	
14		Контроль	2,93	5,43
14		0,5	2,72	5,28
	1	2,49	4,97	
	5	2,14	3,93	
	10	1,91	3,90	

Важливим показником функціонального стану пігментного комплексу рослин та його адаптивної спроможності до дії токсикантів є не лише абсолютний вміст хлорофілів *a* і *b*, але й співвідношення їхніх концентрацій, а також величина співвідношення сумарної кількості хлорофілів (*a* + *b*) до каротиноїдів [16].

Встановлено, що оптимум співвідношення хлорофіл *a*/хлорофіл *b* для тіньовитривалих рослин становить 2,5—2,9, а для світлолюбних — 3,2—4,0 [12]. Цей показник зазвичай зменшується за дії стресових чинників і може слугувати своєрідним індикатором стійкості та адаптаційної здатності рослин.

Слід зауважити, що зі збільшенням концентрації як бензину, так і дизельного пального у воді, а також тривалості експозиції, простежується чітка тенденція до зменшення відношення вмісту хлорофілу *a* до хло-

Таблиця 2

Співвідношення вмісту хлорофілу *a* до хлорофілу *b* та хлорофілів до каротиноїдів у *Ceratophyllum demersum* L. за різних концентрацій дизельного пального у водному середовищі

Тривалість експозиції, доба	Концентрація дизельного, мг/дм ³	Хлорофіл <i>a</i> / хлорофіл <i>b</i>	Хлорофіл <i>a</i> + хлорофіл <i>b</i> / каротиноїди
3	Контроль	2,81	5,32
	0,5	2,85	4,91
	1	2,55	5,26
	5	2,49	4,94
	10	2,41	4,86
7	Контроль	2,74	5,71
	0,5	2,44	4,89
	1	2,21	5,45
	5	2,05	5,02
	10	2,12	4,63
10	Контроль	2,68	5,44
	0,5	2,35	5,07
	1	2,21	5,17
	5	2,08	4,49
	10	1,81	4,36
14	Контроль	2,64	5,58
	0,5	2,29	5,17
	1	2,05	4,91
	5	1,93	4,44
	10	1,69	3,58

рофілу *b*, а також сумарного вмісту хлорофілів *a* і *b* до загального вмісту каротиноїдів у тканинах *C. demersum* (табл. 1, 2).

Про аналогічні зміни у співвідношенні фотосинтетичних пігментів у біомасі макрофітів із забруднених водойм техногенно трансформованих територій повідомляється, зокрема, у роботі [10]. Ці зміни, як зазначають автори, носять захисний характер, оскільки знижують ризик окиснювальних реакцій у хлоропластах і стабілізують пігментну систему рослин.

Виявлені перебудови у пігментному комплексі *C. demersum* за дії нафтопродуктів у концентраціях 0,5—1,0 мг/дм³ можуть бути пов'язані з адаптаційною активністю і посиленням синтезом каротиноїдів, а у випадку більш високих концентрацій — свідчити про деградацію хлорофілів і каротиноїдів на фоні вичерпання адаптаційних можливостей рослини.

Як засвідчили результати експерименту в цілому, пігментна система зануреного макрофіту *C. demersum* виявилась достатньо толерантною до дії нафтопродуктів у діапазоні концентрацій 0,5—1,0 мг/дм³, що дозволяє рекомендувати використання цього виду для відновлення екологічного стану водних екосистем, помірно забруднених нафтопродуктами.

Висновки

На підставі результатів проведених експериментальних досліджень встановлено, що пігментна система *Ceratophyllum demersum* L. є досить стійкою до впливу бензину і дизельного пального в концентрації 0,5 і 1,0 мг/дм³.

Дія нафтопродуктів у концентрації 5,0 і 10,0 мг/дм³ суттєво пригнічувала стан пігментного комплексу *C. demersum* і впродовж 14 діб призводила до зниження вмісту хлорофілу *a* на 54—64,7 %, хлорофілу *b* — на 25—41,7 % і каротиноїдів — на 27,3—36,4 % порівняно з контролем.

У пігментному комплексі *C. demersum* хлорофіл *a* виявився стійкішим до впливу підвищених концентрацій нафтопродуктів у водному середовищі, ніж хлорофіл *b*.

Дизельне пальне у досліджених концентраціях виявляє більш деструктивну дію на стан пігментної системи *C. demersum*, що може свідчити про його більшу токсичність для цього виду макрофітів порівняно з бензином.

Зі збільшенням концентрації нафтопродуктів у водному середовищі, а також тривалості експозиції, спостерігається зменшення співвідношення хлорофіл *a*/хлорофіл *b*, а також (хлорофіл *a* + хлорофіл *b*)/каротиноїди, що є ознакою суттєвого посилення токсичного впливу нафтопродуктів на пігментну систему *C. demersum*.

Достатня стійкість *C. demersum* до помірних рівнів нафтового забруднення води свідчить про перспективність його використання у технологіях фіторе mediaції водного середовища, забрудненого нафтопродуктами.

Список використаної літератури

1. Водна стратегія міста Києва 2018—2025 рр. [Електронний ресурс]. <http://ple-so.org/wp-content/uploads/2018/03/DRAFT.pdf>.
2. Гончарова М.Т., Кіпніс Л.С., Коновець І.М. та ін. Екологічна оцінка якості води та донних відкладів озер системи Опечень (Київ). *Гідробіол. журн.* 2020. Т. 56, № 2. С. 72—82.
3. Горда А.И., Грубинко В.В. Влияние дизельного топлива на биосинтез протеинов, углеводов и липидов у *Chlorella vulgaris* Beijer. *Biotechnologia Acta.* 2011. Т. 4, № 6. С. 74—81.
4. Гусейнова В.П., Курейшевич А.В. Вплив бензину та дизельного палива на структурно-функціональні показники фітопланктону. *Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біологія.* 2014. Вип. 4 (61). С. 48—54.
5. Екологічні проблеми Київських водойм і прилеглих територій / За ред. чл.-кор. НАН України О.В. Романенка. Київ : Наук. думка, 2015. 192 с.
6. Мусієнко М.М., Паршикова Т.В., Славний П.С. Спектрофотометричні методи в практиці фізіології, біохімії та екології рослин. Київ : Фітосоціоцентр, 2001. 200 с.
7. Ронжина Д.А., Некрасова Г.Ф., Пьянков В.И. Сравнительная характеристика пигментного комплекса надводных, плавающих и погруженных листьев гидрофитов. *Физиология растений.* 2004. Т. 51. № 1. С. 27—34.
8. Снітинський В.В., Антоняк Г.Л., Багдай Т.В. та ін. Сучасний стан та екологічні проблеми водних ресурсів України. *Журн. агробіол. та екол.* 2014. Т. 4, № 1. С. 9—16.
9. Степаньян О.В. Влияние нефтяного загрязнения на макрофиты Баренцева, Черного, Азовского и Каспийского морей в условиях современных климатических изменений : дисс. ... докт. биол. наук. Ростов-н/Д., 2020. 265 с.
10. Суходольська І.Л., Грубінко В.В. Уміст фотосинтетичних пігментів у вищих водних рослинах за різного рівня антропогенного навантаження. *Екол. науки. Наук.-практ. журн.* 2018. № 3 (22). С. 119—128.
11. Україна зафіксувала понад 100 випадків екоциду з моменту російського вторгнення [Електронний ресурс] <https://www.unian.ua/war/ponad-100-vipadkiv-ekocidu-v-ukrajini-rozprovili-pro-situaciyu-z-ekologiyeyu-z-pochatku-viyni-z-rf-novini-vtorgnennya-rosiji-v-ukrajinu-11775559.html>.
12. Фізіологія рослин. Вінниця : Нова книга. 2006. 416 с.
13. Atta A.M., Mohamed N.H., Hegazy A.K. et al. Green technology for remediation of water polluted with petroleum crude oil: using of *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms combined with magnetic nanoparticles capped with myrrh resources of Saudi Arabia. *Nanomaterials* (Basel). 2020. Vol. 10, N 2. P. 262.
14. Bretherton L., Williams A., Genzer J. et al. Physiological response of 10 phytoplankton species exposed to macondo oil and the dispersant, Corexit. *J. of Phycology.* 2018. Vol. 54. Iss. 3. P. 317—328.
15. Calderyn-Delgado I.C., Mora-Solarte D.A., Velasco-Santamagna Y.M. Physiological and enzymatic responses of *Chlorella vulgaris* exposed to produced water and its potential for bioremediation. *Environ. Monit. Assess.* 2019. Vol. 191, N 6. P. 399.
16. Catriona M.O. Macinnis-Ng, Peter J. Ralph. In situ impact of petrochemicals on the photosynthesis of the seagrass *Zostera capricorni*. *Mar. Pollut. Bull.* 2003. Vol. 46, N 11. P. 1395—1407.
17. Dowty R.A., Shaffer G.P., Hester M.W. et al. Phytoremediation of small-scale oil spills in fresh marsh environments: a mesocosm simulation. *Mar. Environ. Res.* 2001. Vol. 52, N 3. P. 195—211.
18. El-Dib M.A., Abou-Waly H.F., El-Naby A.M.H. Impact of fuel oil on the freshwater alga *Selenastrum capricornutum*. *Bull. Environ. Contam. and Toxicol.* 1997. Vol. 59, N 3. P. 438—444.
19. El-Dib M.A., Abou-Waly H.F., El-Naby A.M.H. Fuel oil effect on the population growth, species diversity and chlorophyll (a) content of freshwater microalgae. *Int. J. Environ. Health. Res.* 2001. Vol. 11, N 2. P. 189—197.

20. Elstner E.F., Osswald W. Mechanisms of oxygen activation during plant stress. *Proceedings of the Royal Society of Edinburgh*. Section B. Biological Sciences. 1994. Vol. 102. P. 131—154.
21. Ivanova I.Yu., Kharchenko G.V., Klochenko P.D. Higher aquatic vegetation of water bodies of the town of Kiev. *Hydrobiol. J.* 2007. Vol. 43, N 3. P. 36—56.
22. Judy C. R., Graham S. A., Lin Q. et al. Impacts of Macondo oil from Deepwater Horizon spill on the growth response of the common reed *Phragmites australis*: a mesocosm study. *Mar. Pollut. Bull.* 2014. Vol. 79, N 1—2. P. 69—76.
23. Lichtenthaler H.K. Chlorophylls and carotenoids. Pigments of photosynthetic biomembranes. *Methods in Enzymology*. 1987. Vol. 148. P. 350—382.
24. Lopes A., Piedade M.T. Experimental study on the survival of the water hyacinth (*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms — Pontederiaceae) under different oil doses and times of exposure. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.* 2014. Vol. 21, N 23. P. 13503—13511.
25. Ribeiro H., Almeida C.M., Mucha A.P., Bordalo A.A. Influence of different salt marsh plants on hydrocarbon degrading microorganisms abundance throughout a phenological cycle. *Int. J. Phytoremediation*. 2013. Vol. 15, N 8. P. 715—728.
26. Szurkowski J., Tukaj Z. Characterization by photoacoustic spectroscopy of the photosynthetic *Scenedesmus armatus* system affected by fuel oil contamination. *Arch., Environ. Contam. and Toxicol.* 1995. Vol. 29, N 3. P. 406—410.
27. Wernick B.G., de Bruyn A.M., Patterson L., Chapman P.M. Effects of an oil spill on the regrowth of emergent vegetation in a northern Alberta Lake. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 2009. Vol. 57, N 4. P. 697—706.
28. Yang X., Chen S., Zhang R. Utilization of two invasive free-floating aquatic plants (*Pistia stratiotes* and *Eichhornia crassipes*) as sorbents for oil removal. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.* 2014. Vol. 21, N. 1. P. 781—786.
29. Zhang H., Tang X., Shang J. et al. The effect of naphthenic acids on physiological characteristics of the microalgae *Phaeodactylum tricorutum* and *Platymonas helgolandica* var. *tsingtaoensis*. *Environ Pollut.* 2018. Vol. 240. P. 549—556.
30. Zhang H., Zhou Y., Kong Q. et al. Toxicity of naphthenic acids on the chlorophyll fluorescence parameters and antioxidant enzyme activity of *Heterosigma akashiwo*. *Antioxidants* (Basel). 2021. Vol. 10, Iss. 10. N 1582. 13 p.
31. Zhang X., Chen L., Liu X. et al. Synergic degradation of diesel by *Scirpus triqueter* and its endophytic bacteria. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.* 2014. Vol. 21, N 13. P. 8198—8205.

Надійшла 04.05.2022

L.O. Gorbatiuk, PhD (Tech.), Senior Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Geroyiv Stalingrada prosp., 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: ludmila.horbatiuk@gmail.com

O.O. Pasichna, PhD (Biol.), Senior Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Geroyiv Stalingrada prosp., 12, Kyiv, 04210, Ukraine,
e-mail: ecopasichna@gmail.com

M.O. Platonov, PhD (Biol.), Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Geroyiv Stalingrada prosp., 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: n.platonov73@gmail.com

S.P. Burmistrenko, Leading Engineer,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Geroyiv Stalingrada prosp., 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: ecotoxhydrobiol@gmail.com

I.M. Nezbryska, PhD (Biol.), Senior Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Geroyiv Stalingrada prosp., 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: inna_imn@ukr.net

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

PECULIARITIES OF PETROLEUM PRODUCTS INFLUENCE ON THE
PHOTOSYNTHETIC PIGMENTS CONTENT AND RATIO OF
CERATOPHYLLUM DEMERSUM L.

Based on the results of research, it has been found that in the aquatic environment the influence of petroleum products (petrol and diesel fuel) at concentrations of 5.0 and 1.0 mg/L on submerged aquatic plant *Ceratophyllum demersum* L. leads to significant reduction in the content of photosynthetic pigments (chlorophyll *a* and *b*, carotenoids), as well as to decreasing in the quantitative ratio of chlorophyll *a*/chlorophyll *b* and (chlorophyll *a* + chlorophyll *b*)/carotenoids. This indicates the suppression of functional state of macrophytes pigment complex. It has been proved that pigment system of *C. demersum* is quite stable to the influence of gasoline and diesel fuel in concentrations of 0.5 and 1.0 mg/L, which indicates the prospects of the use of this species for phytoremediation of aquatic environment moderately polluted by oil products.

Keywords: petroleum products, petrol, diesel fuel, aquatic plants, *Ceratophyllum demersum* L., chlorophyll, carotenoids, phytoremediation.

ЕКОЛОГІЧНА ФІЗІОЛОГІЯ І БІОХІМІЯ ВОДНИХ ТВАРИН

УДК 594.381.5: 577.115.3

Г.Є. КИРИЧУК, д. б. н., проф.,
Житомирський державний університет імені Івана Франка,
вул. Велика Бердичівська, 40, Житомир, 10008, Україна
e-mail: kyrychuk@zu.edu.ua

Л.В. МУЗИКА, к. б. н.,
Житомирський державний університет імені Івана Франка,
вул. Велика Бердичівська, 40, Житомир, 10008, Україна
e-mail: Lidiya.Muzyka@ukr.net

Л.А. КОНСТАНТИНЕНКО, к. б. н., доцент,
Житомирський державний університет імені Івана Франка,
вул. Велика Бердичівська, 40, Житомир, 10008, Україна
e-mail: lkonstantynenko@ukr.net

ПОРІВНЯЛЬНИЙ АНАЛІЗ ВМІСТУ ОКРЕМИХ ГРУП ЛІПІДІВ В ОРГАНІЗМІ *LYMNAEA STAGNALIS* (GASTROPODA, LYMNAEIDAE) ТА *UNIO PICTORUM* (BIVALVIA, UNIONIDAE)

Досліджено кількісний вміст окремих ліпідних груп (триацилгліцеролів (ТАГ), диацилгліцеролів (ДАГ), неетерифікованих жирних кислот (НЕЖК) та фосфоліпідів (ФЛ)) в організмі прісноводних молюсків *Lymnaea stagnalis* (Linnaeus, 1758) та *Unio pictorum* (Linnaeus, 1758), що відрізняються анатомо-морфологічною будовою, екологічними особливостями, спектрами живлення та руховою активністю.

Методом висхідної одномірної тонкошарової хроматографії встановлено, що ліпідний склад організму досліджуваних видів молюсків має видову специфічність, а також значно варіює залежно від досліджуваного органу, що пов'язано з функціями цих сполук в організмі даних тварин та з метаболічною активністю досліджуваних органів. З'ясовано, що динаміка ліпідного вмісту в органах *U. pictorum* залежить від статевої належності тварин.

Встановлено, що вміст ТАГ у гепатопанкреасі та мантії *L. stagnalis* менший порівняно з цими ж органами *U. pictorum* (на 14,52 та 19,41 %). Поряд з цим, у нозі ставковиків відмічено збільшення показників вмісту ТАГ на 31,63 % порівняно з перлівницями. З'ясовано, що показники вмісту ДАГ, НЕЖК та ФЛ у *L. stagnalis* є вищими (гепатопанкреас в 1,54—2,01 раза, мантія на 26,67—58,58 %) ніж у *U. pictorum*.

Проведено порівняльний аналіз розподілу ТАГ, ДАГ, НЕЖК та ФЛ в організмі *U. pictorum* в залежності від статі.

Ключові слова: прісноводні молюски, триацилгліцероли, диацилгліцероли, неетерифіковані жирні кислоти, фосфоліпідні, метаболічна адаптація.

Ц и т у в а н н я: Киричук Г.Є., Музика Л.В., Константиненко Л.А. Порівняльний аналіз вмісту окремих груп ліпідів в організмі *Lymnaea stagnalis* (Gastropoda, Lymnaeidae) та *Unio pictorum* (Bivalvia, Unionidae). Гідробіол. журн. 2022. Т. 58. № 5. С. 105—113.

Ліпіди є одним з найважливіших компонентів живих організмів та значною мірою визначають їх структурно-функціональні особливості й енергетичний потенціал як клітини, так і організму в цілому [3]. В організмі гідробіонтів ці сполуки є основним джерелом метаболічної енергії, необхідним матеріалом для формування клітинних і тканинних мембран та відіграють важливу роль у фізіологічних та репродуктивних процесах [1, 3, 5, 8, 11, 16]. Окрім цього, ліпідний профіль відіграє важливу роль у адаптаційних механізмах прісноводних молюсків до дії несприятливих екологічних чинників, що виникають внаслідок інтенсифікації антропогенного навантаження на гідроекосистеми, у зв'язку з чим можуть виступати інформативними і адекватними біомаркерами для оцінки фізіологічного стану як цих тварин, так і середовища їх існування.

Оскільки, зміна вмісту ліпідів та характер їх розподілу в організмі гідробіонтів залежить від умов проживання, розміру, рухової активності, репродуктивного стану та доступності кормових ресурсів [5, 17], вивчення якісного складу та кількісного вмісту ліпідів в органах прісноводних молюсків різних видів є актуальним та стало метою нашого дослідження.

Матеріал і методика досліджень

Для визначення вмісту ліпідів використано 72 екземпляри 3-річних *U. pictorum* (Linnaeus, 1758) (♀: $m = 38,8 \pm 1,72$ г; $l = 78,5 \pm 2,86$ мм; $h = 37,95 \pm 1,72$ мм; ♂: $m = 37,22 \pm 2,53$ г; $l = 67,2 \pm 4,62$ мм; $h = 29,68 \pm 2,05$ мм) та 36 екз. *L. stagnalis* (Linnaeus, 1758) ($m = 3,64 \pm 0,72$ г; $l = 36,32 \pm 1,84$ мм; $h = 17,28 \pm 1,9$ мм), зібраних вручну у жовтні 2016 р. в басейні Середнього Дніпра (р. Гнилоп'ять (м. Бердичів, Житомирська обл.)).

Аклімація до лабораторних умов — 14 діб [10]. Морфометричні параметри кожного досліджуваного екземпляра вимірювали штангенциркулем. Загальну вагу тіла та органів визначали з точністю до 0,01 г на електронних вагах (WPS 1200). Для дослідження було відібрано незаражених молюсків. Статі *U. pictorum* визначали методом мікроскопування тимчасових гістологічних препаратів, виготовлених з тканин статевих залоз. Для біохімічного аналізу у досліджуваних тварин відбирали гепатопанкреас, мантию та ногу.

Ліпіди екстрагували сумішшю хлороформ-метанол у співвідношенні 2:1 за методом Фолча [6]. Неліпідні домішки видаляли відмиванням 1 % розчином KCl. Розділення ліпідів проводили методом висхідної одномірної тонкошарової хроматографії в герметичній камері на пластинках марки «Sorbfil» (ПТСХ-АФ-А). Рухомою фазою була суміш гексан — диетиловий ефір — льодяна оцтова кислота у співвідношенні 70 : 30 : 1. Одержані хроматограми піддавали дії проявника, яким виступали пари кристалічного йоду. Кількість неполярних ліпідів (ТАГ, ДАГ та НЕЖК) визначали біхроматним методом [9] при довжині хвилі 615 нм. Вміст ФЛ визначали за кількістю неорганічного фосфору методом Васьковського [18]. Усі використані реактиви були кваліфікації не нижче «хч». Всього виконано 432 біохімічних аналізи.

Одержані експериментальні дані опрацьовані методами варіаційної статистики з використанням t -критерію Стьюдента. Для оцінки достовірності зрушень використовували ступінь достовірності $p \leq 0,001$ — $0,05$. У процесі роботи над статтею не були порушені норми біоетики.

Результати досліджень та їх обговорення

Ліпіди є важливою складовою живлення прісноводних молюсків та задовольняють енергетичні потреби цих тварин для основних функцій метаболізму в періоди дефіциту корму, коли запаси вуглеводів вичерпуються [5, 4, 11]. Окрім цього, вони відіграють важливу роль в регуляції різноманітних фізіолого-біохімічних процесів та значною мірою визначають структурно-функціональну цілісність і адаптаційний потенціал як клітини, так і організму в цілому [15].

Встановлено, що ліпідний склад обох досліджуваних видів молюсків є подібним та складається з полярних та неполярних ліпідних компонентів. Для гепатопанкреасу, мантиї та ноги *L. stagnalis* та *U. pictorum* ідентифіковано триацилгліцероли, диацилгліцероли, неетерифіковані жирні кислоти та фосфоліпіди, однак їхні кількісні показники характеризувались видовою специфічністю та значно варіювали залежно від досліджуваного органу.

На основі порівняльного аналізу вмісту окремих ліпідних груп у органах молюсків встановлено, що вміст триацилгліцеролів у гепатопанкреасі та мантиї *U. pictorum* вищий ніж у цих же органах *L. stagnalis* (на 16,99 та 24,08 %) ($p < 0,05$) (рис. 1).

Така динаміка, імовірно, є свідченням більш високого рівня та швидкості загального обміну речовин у ставковиків, які ведуть рухливий спосіб життя та активно переміщуються в пошуках корму, що призводить до посиленого використання ТАГ в якості додаткового джерела енергії. Окрім цього, зниження рівня ТАГ у гепатопанкреасі молюсків може свідчити про використання ліпідного пулу для біосинтетичних процесів, зокрема, процесів, що включають додатковий синтез мембранних ліпідів [2]. У нозі відмічена дещо інша динаміка, адже показники вмісту ТАГ в даному органі вищі на 31,63 % ($p \leq 0,01$) у ставковиків порівняно з перлівницями.

Відомо [14], що динаміка вмісту диацилгліцеролів та неетерифікованих жирних кислот в організмі гідробіонтів є одним із критеріїв оцінки спрямування їхнього ліпідного метаболізму та може свідчити про активацію в організмі процесів ліпогенезу та ліполізу за дії екологічних чинників.

В результаті проведеного дослідження встановлено, що показники вмісту ДАГ та НЕЖК є вищими (в 1,54—2,02 рази, $p \leq 0,001$ — $0,01$) в гепатопанкреасі та мантиї (в 1,27—1,59 рази, $p \leq 0,01$ — $0,05$) *L. stagnalis* порівняно з цими ж органами *U. pictorum*. Крім того, у нозі *L. stagnalis* не було виявлено ДАГ та НЕЖК, що, поряд з досить значними показниками вмісту ТАГ в органі, може свідчити про зміну спрямування метаболізму в даному органі в бік ліпогенезу.

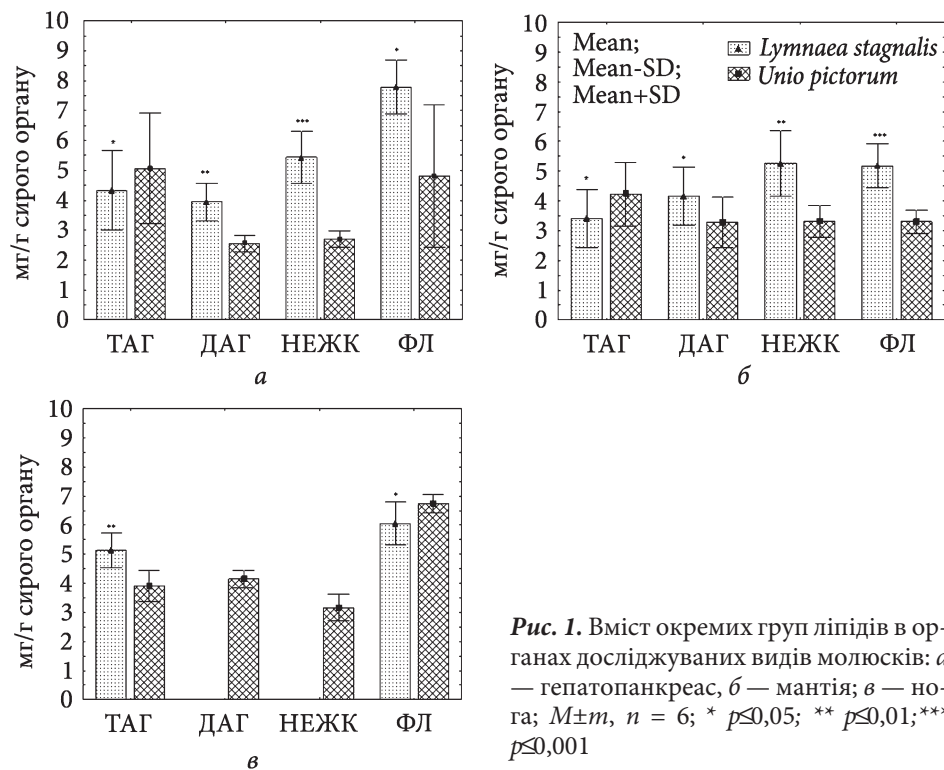


Рис. 1. Вміст окремих груп ліпідів в органах досліджуваних видів молюсків: а — гепатопанкреас, б — мантия; в — нога; $M \pm m$, $n = 6$; * $p \leq 0,05$; ** $p \leq 0,01$; *** $p \leq 0,001$

Щодо фосфоліпідів, то показники їх вмісту виявились вищими у гепатопанкреасі та мантиї *L. stagnalis* (на 56,95—61,99 %) ($p \leq 0,001$ —0,05) та нижчими на 10,13 % ($p \leq 0,05$) у їх нозі порівняно з цим ж органами *U. pictorum*.

Встановлено, що у гепатопанкреасі *L. stagnalis* серед досліджуваних фракцій кількісно домінувала фракція структурних фосфоліпідів, вміст яких переважав вміст ТАГ, ДАГ та НЕЖК в 1,42—1,97 раза ($p \leq 0,01$ —0,05). Найнижчі показники отримано для диацилгліцеролів. На відміну від *L. stagnalis*, у гепатопанкреасі *U. pictorum* домінантним класом є триацилгліцероли, показники вмісту яких були більшими вмісту ДАГ та НЕЖК відповідно у 1,98 та 1,88 раза. Вміст ФЛ був в діапазоні значень, отриманих для ТАГ (розходження показника в бік переважання ТАГ становив 5 %). У мантиї досліджуваних молюсків також відмічаємо видову специфічність розподілу окремих груп ліпідів. Так, кількісні показники їх вмісту в порядку зростання можна розмістити наступним чином:

L. stagnalis: ТАГ → ДАГ → ФЛ → НЕЖК.

U. pictorum: ДАГ → ФЛ → НЕЖК → ТАГ.

Таке зменшення вмісту ТАГ та збільшення кількості НЕЖК в мантиї *L. stagnalis*, можливо, спрямоване на підтримку енергетичного потенціалу організму цих тварин, оскільки триацилгліцероли, як відомо, є джерелом утворення ДАГ та НЕЖК.

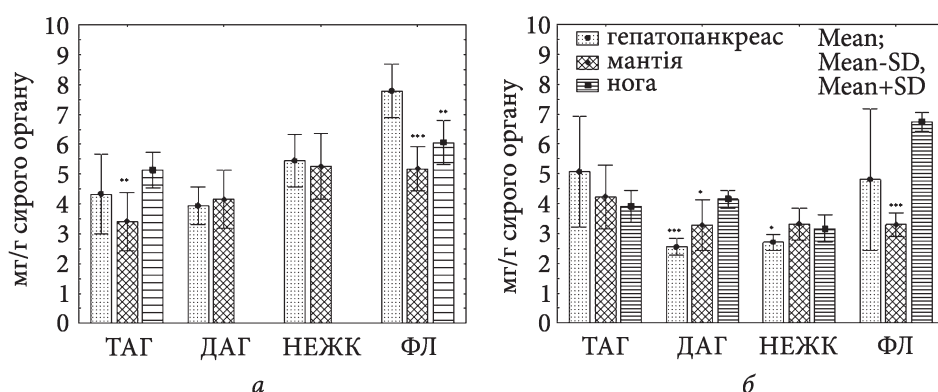


Рис. 2. Органоспецифічний розподіл ліпідів в організмі досліджуваних молюсків: а — *L. stagnalis*; б — *U. pictorum*; $M \pm m$, $n = 6$; * $p \leq 0,05$; ** $p \leq 0,01$; *** $p \leq 0,001$

У нозі, незалежно від виду, найвищі значення, отримано для фосфоліпідів. Для ставковика звичайного вміст ФЛ перевищував такий, отриманий для ТАГ на 17,64 %, а ДАГ та НЕЖК не зафіксовано взагалі. Щодо *U. pictorum*, то вміст ФЛ у їх нозі перевищував такий ТАГ, ДАГ та НЕЖК в 1,62—2,13 раза.

Такі відмінності вмісту окремих груп ліпідів у досліджуваних органах, очевидно, зумовлюються їх фізіолого-біохімічними і функціональними особливостями за розвитку адаптаційних можливостей, які спрямовані на підтримання енергетичного та структурного гомеостазу [1]. Стосовно органного розподілу, то встановлено, що в організмі *L. stagnalis* найвищими показниками вмісту ТАГ характеризується нога молюсків, показники вмісту в якій перевищують такі, отримані для гепатопанкреасу та мантиї на 18,71 та 50,73 % ($p < 0,01$) відповідно (рис. 2).

У *L. stagnalis* ДАГ та НЕЖК виявлено лише в гепатопанкреасі та мантиї, а вміст структурних ФЛ виявився найвищим в метаболічно найактивніших органах — гепатопанкреасі та нозі. Так, вміст цих ліпідів в гепатопанкреасі перевищував такий в мантиї та нозі на 50,39 % ($p < 0,01$) та 28,76 % ($p < 0,01$) відповідно.

Встановлено, що в *U. pictorum* найвищими показниками вмісту ТАГ характеризується гепатопанкреас молюсків, а найнижчими — їх нога. Так, вміст триацилгліцеролів у гепатопанкреасі вищий ніж у мантиї та нозі (на 19,67 та 29,71 %). Такий розподіл, очевидно пояснюється тим, що гепатопанкреас є одним із основних органів, що виконують функцію запасання ліпідів, а також є місцем їх синтезу, метаболічної трансформації та використання [12].

Найвищі показники ДАГ зафіксовано у нозі, що перевищували значення, отримані для мантиї та гепатопанкреасу відповідно на 26,42 ($p < 0,05$) та 62,11 % ($p < 0,001$). Для НЕЖК найнижчі значення відмічено у

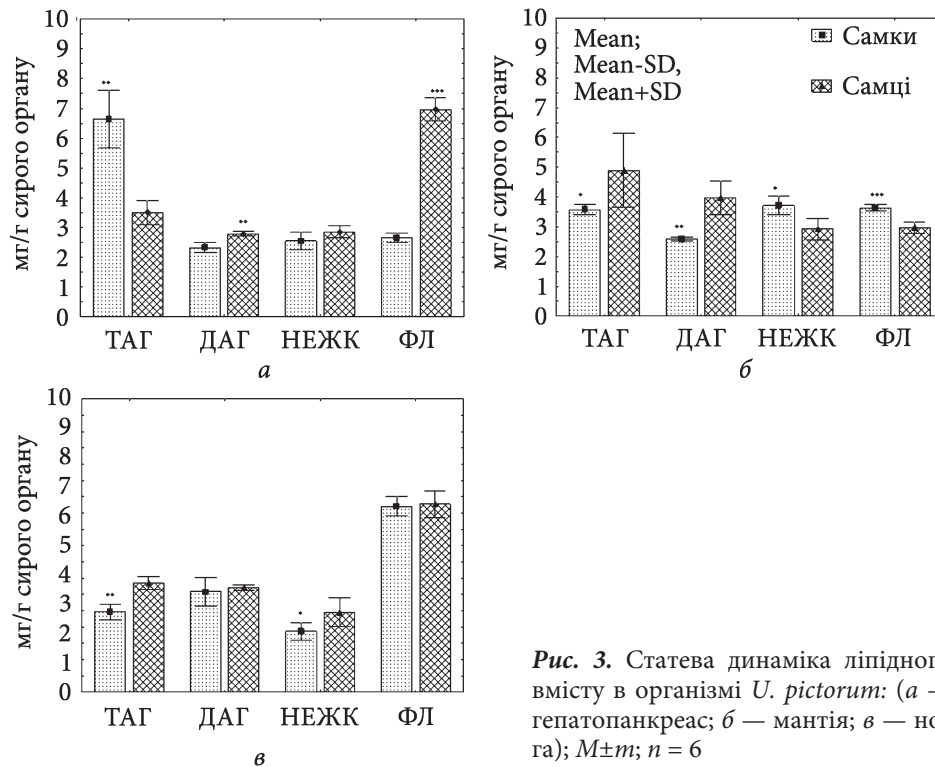


Рис. 3. Статеві динаміка ліпідного вмісту в організмі *U. pictorum*: (а — гепатопанкреас; б — мантія; в — нога); $M \pm m$; $n = 6$

гепатопанкреасі молюсків, а у мантії та нозі їх вміст знаходився в одному діапазоні значень (розходження показника на рівні 5,06 %) (рис. 2).

Для вмісту ФЛ маємо інший метаболічний ряд (в напрямку збільшення показника): мантія > гепатопанкреас > нога.

Оскільки, ліпіди відіграють ключову роль в розмноженні молюсків, а розвиток гонад на різних етапах репродуктивного циклу супроводжується акумуляцією значних кількостей ліпідів в генеративній тканині та мобілізацією із жирових депо [11, 13], доцільно було проаналізувати вміст окремих груп ліпідів в органах *U. pictorum* залежно від фізіологічного стану цих тварин.

Встановлено, що показники вмісту ТАГ є нижчими у самок порівняно із самцями у нозі й мантії (на 20,31—26,90 %) та вищими на 89,68 % у їх гепатопанкреасі ($p \leq 0,05$) (рис. 3).

Такі результати, ймовірно, пояснюються посиленням використання ТАГ з резервів більшості досліджених органів та використання їх самками для забезпечення гаметогенезу, адже, відомо, що ліпіди самок беруть участь в генеративному обміні та виступають важливим джерелом живлення в ооцитах [4].

Однчасне збільшення вмісту триацилгліцеролів у гепатопанкреасі, що має дуже високий рівень метаболічної активності, пов'язане, очевидно, з посиленням відновлення запасів ТАГ, що були використані на про-

цес гаметогенезу, оскільки гепатопанкреас, як уже зазначалось, є основним органом запасання та перерозподілу ліпідів, отриманих з кормом.

Відмічено значно нижчий вміст диацилгліцеролів (на 16,53—34,83 %) в гепатопанкреасі та мантиї самок в порівнянні з самцями. Виняток із загальної динаміки склала нога досліджуваних молюсків, у якій вміст диацилгліцеролів знаходився в одному діапазоні значень для обох статей.

Вміст неетерифікованих жирних кислот виявився меншим на 16,91 та 10,33 % у нозі та гепатопанкреасі самок, порівняно з цими ж органами самців. Однак, у мантиї самок вміст даної ліпідної фракції був на 27,19 % більшим ніж у самців.

Вміст фосфоліпідів у мантиї самок *U. pictorum* був на 22,66 % більшим ніж у самців. Одночасно з цим, у гепатопанкреасі показники вмісту ФЛ були вищими (у 2,62 рази) у самців, а у нозі знаходились в однакових межах і не залежали від статі.

Такі статеві відмінності досліджуваних показників можуть пояснюватися особливостями життєвого циклу досліджуваних тварин та різним функціональним навантаженням на організм самців і самок в період розмноження.

Висновки

Отже, перебудова ліпідного метаболізму прісноводних молюсків є відображенням адаптаційних процесів цих тварин, що проявляється в певних межах навантаження на організм і направлені на підтримання його гомеостазу. Встановлено, що динаміка вмісту окремих груп ліпідів в організмі прісноводних молюсків характеризується видовою й органною специфічністю та значно варіює залежно від фізіолого-біохімічних особливостей досліджуваних тварин.

Встановлено, що вміст триацилгліцеролів у гепатопанкреасі та мантиї *U. pictorum* вищий на 16,99 та 24,08 % ніж у цих же органах *L. stagnalis*. Однак, показники вмісту ДАГ, НЕЖК та ФЛ є вищими в гепатопанкреасі та мантиї ставковиків, порівняно з цими ж органами перлівниць (в 1,27 — 2,02 рази), що, ймовірно є свідченням різної швидкості та спрямування загального метаболізму досліджуваних молюсків.

З'ясовано, що максимальні показники окремих ліпідних груп характеризуються не лише видовою специфічністю, але й значно варіюють залежно від досліджуваного органу.

Встановлено статистично достовірні відмінності вмісту триацилгліцеролів, диацилгліцеролів, неетерифікованих жирних кислот та фосфоліпідів в організмі самців та самок *U. pictorum*. Зафіксовано вищі показники вмісту ТАГ (на 89,68 %) та нижчі значення ДАГ, НЕЖК та ФЛ (на 16,53—61,9 %) у гепатопанкреасі самок порівняно із самцями.

Результати цього дослідження можуть сприяти розширенню уявлення про адаптаційний та енергетичний потенціал ліпідів в організмі прісноводних молюсків, розкриттю механізмів стійкості гідробіонтів до дії екологічних чинників та можуть бути використані при розробці методів біоіндикації та прогнозуванні змін у водних екосистемах.

Список використаної літератури

1. Хоменчук В.О., Ляврін Б.З., Рабченюк О.О., Курант В.З. Ліпідний обмін в організмі риб за дії чинників оточуючого водного середовища. *Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біологія*. 2020. 3—4 (80). С. 126—139.
2. Bakhmet I., Fokina N., Ruokolainen T. Changes of heart rate and lipid composition in *Mytilus edulis* and *Modiolus modiolus* caused by crude oil pollution and low salinity effects. *J. of Xenobiotics*. 2021. Vol. 11, N 2. P. 46—60.
3. Grubinko V.V., Bodnar O.I., Lutsiv A.I., Viniarska G.B. Adaptive role of lipids in algae under metal ions impact (a review). *Hydrobiol. J.* 2018. Vol. 54, N 6. P. 78—93.
4. De La Parra A.M., Garcia O., San Juan F. Seasonal variations on the biochemical composition and lipid classes of the gonadal and storage tissues of *Crassostrea gigas* in relation to the gametogenic cycle. *J. of Shellfisheries Res.* 2005. Vol. 24, N 2. P. 457—467.
5. Dongre S.B., Sonwane D.L. Seasonal changes in lipid content, in the adductor muscles of cerebralectomied freshwater bivalve mussel *lamellidens corrianus*. *IOSR J. Pharm. Biol. Sci.* 2014. Vol. 9. P. 29—32.
6. Folch J., Lees M., Sloane Stanley a simple method for the isolation and purification of total lipides from animal tissues. *J. Biol Chem.* 1957. Vol. 226, N 1. P. 497—509.
7. Gallager S.M, Mann R., Sasaki G.C. Lipid as an index of growth and viability in three species of bivalve larvae. *Aquaculture*. 1986. Vol. 56. P. 81—103.
8. Giokas S., Pafilis P., Valakos E. Ecological and physiological adaptations of the land snail *Albinaria caerulea* (Pulmonata: Clausiliidae). *J. of Molluscan Stud.* 2005. Vol. 71, N 1. P. 15—23.
9. Kates M. Isolation, analysis and identification of lipids. *Techniques in Lipidology*. 1972. P. 268—618.
10. Khlebovich V.V. Acclimation of animal organisms. Leningrad: Nauka, 1981. 135 p.
11. Lazzara R., Fernandes D., Faria M. et al. Changes in lipid content and fatty acid composition along the reproductive cycle of the freshwater mussel *Dreissena polymorpha*: its modulation by clofibrate exposure. *Science of the total environment*. 2012. Vol. 432. P. 195—201.
12. Lobo-da-Cunha A. The digestive cells of the hepatopancreas in *Aplysia depilans* (Mollusca, Opisthobranchia): ultrastructural and cytochemical study. *Tissue and Cell*. 2000. Vol. 32, N 1. P. 49—57.
13. Pazos A.J., Román G., Acosta C.P. et al. Lipid classes and fatty acid composition in the female gonad of *Pecten maximus* in relation to reproductive cycle and environmental variables. *Comparative Biochem. and Physiol. Part B: Biochemistry and Molecular Biology*. 1997. Vol. 117, N 3. P. 393—402.
14. Rabcheniuk O.O., Khomenchuk V.O., Senyk Y.I., Kurant V.Z. Lipid metabolism in carp and pike under impact of Fe (III) ions. *Hydrobiol. J.* 2019. Vol. 55, N 1. P. 66—74.
15. Shafakatullah N., Krishnamoorthy M. Nutritional quality in freshwater mussels, *Parreysia* spp. of Periyar river, Kerala, India. *Res. J. of Recent Sciences*. 2014. Vol. 3. P. 267—270.
16. Storey K.B. Life in the slow lane: molecular mechanisms of estivation. *Comparative Biochem. and Physiol. Part A: Molecular & Integrative Physiology*. 2002. Vol. 133. N 3. P. 733—754.
17. Suryawanshi A.V., Kulkarni A.N. The seasonal variations in biochemical compositions of freshwater mussels *Lamellidens corrianus* from nanded region, Maharashtra. *Intern. J. of Applied, Physical and Biochemistry Res.* 2019. Vol. 9, N 1. P. 1—6.
18. Vaskovsky V.E., Kastetsky E.V., Vasedin I.M. A universal reagent for phospholipids analysis. *J. Chromatogr.* 1985. Vol. 114, N 1P. 129—141.

Надійшла 14.06.2022

G.Ye. Kyrychuk, Dr. Sci. (Biol.), Prof.,
Zhytomyr Ivan Franko State University,
Velyka Berdychivska Str., 40, Zhytomyr, 10008, Ukraine
e-mail: kyrychuk@zu.edu.ua

L.V. Muzyka, PhD (Biol.),
Zhytomyr Ivan Franko State University,
Velyka Berdychivska str., 40, Zhytomyr, 10008, Ukraine
e-mail: Lidiya.Muzyka@ukr.net

L.A. Konstantynenko, PhD (Biol.), Ass. Prof.,
Zhytomyr Ivan Franko State University,
Velyka Berdychivska str., 40, Zhytomyr, 10008, Ukraine
e-mail: lkonstantynenko@ukr.net

THE COMPARATIVE ANALYSIS OF THE CONTENT OF CERTAIN LIPID GROUPS
IN *LYMNAEA STAGNALIS* (GASTROPODA, LYMNAEIDAE) AND *UNIO*
PICTORUM (BIVALVIA, UNIONIDAE) ORGANISMS

The study analyses the quantitative content of certain lipid groups (triacylglycerols (TAG), diacylglycerols (DAG), non-esterified fatty acids (NEFA) and phospholipids (PL)) in the body of freshwater *Lymnaea stagnalis* (Linnaeus, 1758), and *Unio pictorum* (Linnaeus, 1758) mollusks which differ in anatomical and morphological structure, ecological features, nutrition spectra and motor activity.

The method of ascending one-dimensional thin layer chromatography has revealed that the lipid composition of the studied mollusk species is characterised by species specificity and varies significantly depending on the studied organ, which is related to the functions of these compounds in the bodies of these animals and metabolic activity of the studied organs. The research proves that the dynamics of lipid content in the organs of *U. pictorum* depends on the sex of the animals.

The study determines that the content of TAG in the hepatopancreas and mantle of *L. stagnalis* is lower compared to the same organs of *U. pictorum* (by 14.52 and 19.41 %). In addition, it proves that there is an increase in the content of TAG by 31.63 % for the pond snail's foot compared to pearl mussel. It has been found out that the indicators of DAG, NEFA and PL for *L. stagnalis* are higher than in *U. pictorum* (hepatopancreas (1.54—2.01 times), mantle (by 26.67—58.58 %)).

The research conducts a comparative analysis of the TAG, DAG, NEFA and PL distribution depending on sex for the *U. pictorum* organism.

Keywords: freshwater mollusks, triacylglycerols, diacylglycerols, non-esterified fatty acids, phospholipids, metabolic adaptation.

Hydrobiological Journal

Number 5

2022

CONTENTS

General Hydrobiology

T.V. Dvoreckiy & V.V. Gubanov. Seasonal dynamics of vegetation in the wetlands of the lower Dniester NNP based on remote sensing data from the Landsat-8 satellite 3

O. V. Hulai, O. M. Zhukorskiy, V. V. Hulai & N. P. Tkachuk. Algae as natural antagonists of pathogenic bacteria in water ecosystems (experimental model algal-bacterial relationships) 19

G.M. Shikhaleyeva, A.A.-A. Ennan, P. M. Tsarenko & G.M. Kiryushkina. Taxonomic diversity and ecological characteristics of Chlorophyta and Charophyta of the Kuyalnyk estuary basin reservoirs (Ukraine, North-Western Black Sea coast) 29

M.S. Prokopuk, L.M. Zub & Yu.H. Bereznichenko. Tropical invaders — *Egeria densa* Planch., *Pistia stratiotes* L. & *Eichornia crassipes* (Mart.) Solms in the aquatic ecosystems of Kyiv 45

N.Ja. Rudyk-Leuska, O.S. Potrokhov, G.O. Kotovska & D.S. Khrystenko. Water level and temperature as basic factors providing conditions for the effective reproduction of native fish fauna in the Kremenchuk Reservoir 62

Aquatic Microbiology

Ye.V. Starosyla. Structural and functional changes in the bacterial population of the lake as a response to hydrotechnical works (on the example of Opechen Nyzhne lake, Kyiv, Ukraine) 73

Ecological Physiology and Biochemistry of Aquatic Plants

L.O. Gorbatiuk, O.O. Pasichna, M.O. Platonov, S.P. Burmistrenko, I.M. Nezbrytska & T.V. Vitovetska. Peculiarities of petroleum products influence on the photosynthetic pigments content and ratio of *Ceratophyllum demersum* L. 91

Ecological Physiology and Biochemistry of Aquatic Animals

G.Ye. Kyrychuk, L.V. Muzyka & L.A. Konstantynenko. The comparative analysis of the content of certain lipid groups in *Lymnaea stagnalis* (Gastropoda, Lymnaeidae) and *Unio pictorum* (Bivalvia, Unionidae) organisms. 105

Індекс 74115

ISSN 0375-8990. Гідробіол. журн. 2022. Т. 58, № 5. 1–114

Гідробіологічний журнал. Т. 58, № 5, 2022