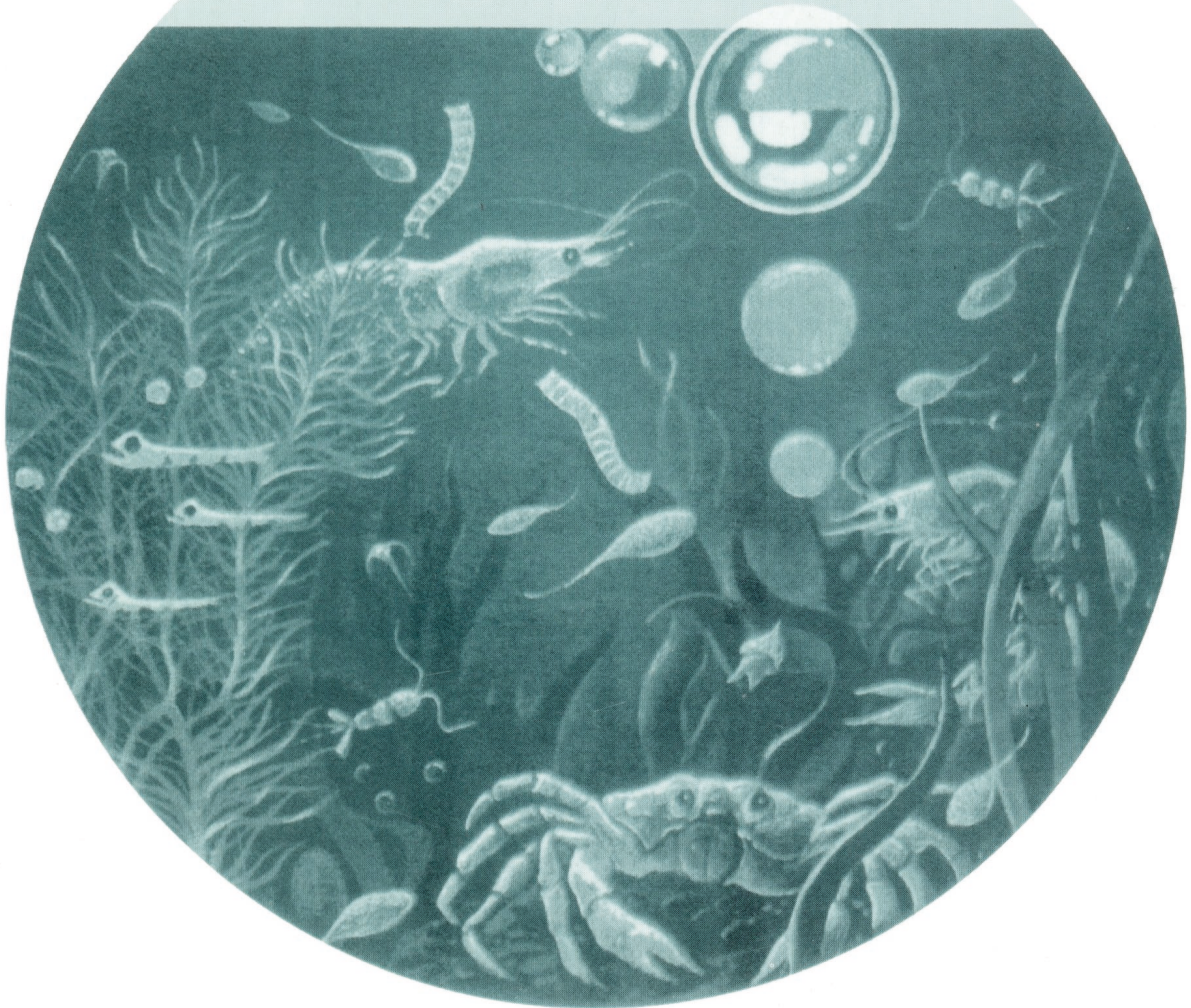


ISSN 0375-8990

ГІДРОБІОЛОГІЧНИЙ ЖУРНАЛ



4(370)

ТОМ 62 • 2026

Засновники: Національна академія наук України та Інститут гідробіології НАН України

Видавець: Інститут гідробіології НАН України

Редакційна колегія

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

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

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

Журнал включений до Переліку наукових фахових видань України з приєднанням категорії «А»

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

Editorial Board

S.A. Afanasyev, Editor-in-Chief, Institute of Hydrobiology, NAS of Ukraine; *V.I. Yuryshynets*, Deputy Editor-in-Chief, Institute of Hydrobiology, NAS of Ukraine; *L.I. Kalinina*, Editorial Board Executive Secretary, Institute of Hydrobiology, NAS of Ukraine; *D. Bănăduc*, Lucian Blaga University of Sibiu, Romania; *L.E. Burlakova*, SUNY Buffalo State, USA; *C. Ferragut*, Institute of Botany São Paulo, Brazil; *D.I. Gudkov*, Institute of Hydrobiology, NAS of Ukraine; *A.Y. Karatajev*, SUNY Buffalo State, USA; *P.D. Klochenko*, Institute of Hydrobiology, NAS of Ukraine; *Yu.G. Krot*, Institute of Hydrobiology, NAS of Ukraine; *P.N. Linnik*, Institute of Hydrobiology, NAS of Ukraine; *K. Obolewski*, Kazimierz Wielki University, Poland; *A.A. Protasov*, Institute of Hydrobiology, NAS of Ukraine; *A.V. Romanenko*, Bogomolets National Medical University, Ukraine; *V.I. Shcherbak*, Institute of Hydrobiology, NAS of Ukraine; *T.F. Shevchenko*, Institute of Hydrobiology, NAS of Ukraine; *J. Slobodnik*, Environmental Institute, Slovakia; *I. 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; *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

4 (370)
ТОМ 62 • 2026

ЗМІСТ

Загальна гідробіологія

- Незбрицька І.М., Семенюк Н.Є., Іванова Н.О., Дубняк С.С., Леонтєва Т.О., Ко-
новець І.М., Причепя М.В., Коваленко Ю.О., Білоус О.П. «Цвітіння» води у водо-
сховищах: роль абіотичних чинників та біологічні механізми формування (ог-
ляд) 3
- Шевченко Т.Ф., Клоченко П.Д., Харченко Г.В. Ценологічний аналіз фітоепі-
фітону водойм заповідних територій мегаполісу 19
- Морозовська І.О., Протасов О.О. Зооперифітон у гетерогенних умовах техно-
генних та природних біотопів у водоймі-охолоджувачі енергетичної станції . . 37
- Герасимюк В.П., Герасимюк Н.В., Шишко В.П. Мікрофітобентос іспанського
прибережжя Середземного моря 50

Рибогосподарська гідробіологія і іхтіологія

- Гулак Б.С., Стадніченко С.В. Просторові особливості взаємодії популяцій ра-
пани *Rapana venosa* (Valenciennes, 1846) та мідії *Mytilus galloprovincialis* (La-
marck, 1819) у північно-західній частині Чорного моря 66

Екологічна фізіологія і біохімія водних рослин

- Ольхович О.П., Белава В.Н., Панюта О.О. Оцінка біохімічного складу біомаси
Rhaeodactylum tricornutum Bohlin (Bacillariophyta) та її потенційної цінності як
харчового ресурсу 82
- Ткаченко Ф.П., Іваниця В.О., Страшнова І.В., Андрющенко О.В., Ковтун О.О.,
Галкін М.Б. Штормові викиди чорноморських водоростей та їх біотехноло-
гічний потенціал 97

Гідрохімія

Куєн Х.Х., Нгуєн Х.М., Тран В.Ч.М., Ле Ф.Ц., Нгуєн-Дін Л., Нгуєн Л.Т. Перетворення морських відходів на адсорбенти: видалення бору з води за допомогою кальцинованих панцирів крабів та раковин молюсків. 110

Затверджено до друку Вченою радою інституту (протокол № 3 від 30.04.2026 р.)

Адреса редакції та видавця

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

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

Підп. до друку 3.06.2026. Формат 70×108/16. Гарн. Minion Pro.
Ум. друк. арк. 8,75. Обл.-вид. арк. 14,2. Тираж 90 прим.

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

ЗАГАЛЬНА ГІДРОБІОЛОГІЯ

УДК 581.526.325:556 (504.2)

І.М. НЕЗБРИЦЬКА, к. б. н., ст. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: inna_imn@ukr.net
ORCID 0000-0003-4607-0058

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

Н.О. ІВАНОВА, к. геогр. н., наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: ivanova_n_a@ukr.net
ORCID 0000-0003-4448-9429

С.С. ДУБНЯК, к. геогр. н., доц., зав. відділу,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: dubnyak@ukr.net
ORCID 0000-0001-8698-0166

Т.О. ЛЕОНТЬЄВА, д-р філософії, наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: leontieva3394@gmail.com
ORCID 0000-0003-4482-328X

І.М. КОНОВЕЦЬ, к. б. н., ст. наук. співроб., зав. лаб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: i.m.konovets@gmail.com
ORCID 0000-0003-4234-5026

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

Ю.О. КОВАЛЕНКО, д-р філософії, мол. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна

Ц и т у в а н н я: Незбрицька І.М., Семенюк Н.Є., Іванова Н.О., Дубняк С.С., Леонтєва Т.О., Коновець І.М., Причепка М.В., Коваленко Ю.О., Білоус О.П. «Цвітіння» води у водосховищах: роль абіотичних чинників та біологічні механізми формування (огляд). *Гідробіол. журн.* 2026. Т. 62, № 4. С. 3—18.

e-mail: kovalenkoyuliiia888@gmail.com

ORCID 0000-0003-4818-4542

О.П. БІЛОУС, к. б. н., ст. досл.,

Інститут гідробіології та управління водними екосистемами,
Університет природних ресурсів та прикладних наук про життя,
вул. Грегоря-Менделя, 33, Відень, 1180, Австрія

e-mail: bilous_olena@ukr.net

ORCID 0000-0001-5229-3667

«ЦВІТІННЯ» ВОДИ У ВОДОСХОВИЩАХ: РОЛЬ АБІОТИЧНИХ ЧИННИКІВ ТА БІОЛОГІЧНІ МЕХАНІЗМИ ФОРМУВАННЯ (ОГЛЯД)¹

В огляді узагальнено сучасні уявлення про роль абіотичних чинників у виникненні явища «цвітіння» води у прісноводних екосистемах. Представлено порівняльний аналіз світових тенденцій і особливостей формування цього явища у водоймах України, зокрема, у водосховищах Дніпровського каскаду. Встановлено позитивну кореляцію між глобальними змінами клімату (підвищення температури повітря та подальше прогрівання води) і зростанням біомаси ціанобактерій. Це підкреслює визначальну роль кліматичного чинника у збільшенні інтенсивності «цвітіння» води у сучасний період. Показано, що гідрологічні чинники визначають розвиток ціанобактерій як шляхом прямого впливу (зміна швидкості течії, перемішування, коливання рівня води), так і опосередковано (водообмін, стратифікація, розподіл біогенних елементів та сонячної радіації), зумовлюючи інгібуєчий або стимулюєчий ефект. Встановлено, що серед біогенних елементів амонійний азот відіграє важливу роль в інтенсифікації розвитку певних видів ціанобактерій у великих водосховищах України, а також у водоймах інших країн світу. Водночас роль співвідношення між азотом і фосфором у цих процесах досі залишається складним і дискусійним питанням. Особливу увагу в роботі приділено аналізу біологічних механізмів, що зумовлюють тривалість процесів «цвітіння» води. З'ясовано, що ціанобактерії мають комплекс морфологічних адаптацій, які дозволяють їм функціонувати навіть за умов дефіциту неорганічного азоту і фосфору, обмеженої сонячної радіації, а також низької концентрації вільного CO₂. Це забезпечує стійкість та тривалу вегетацію їхніх популяцій. Взаємозв'язок багатьох чинників, які зумовлюють «цвітіння» води, ускладнює їхнє чітке розмежування і підкреслює необхідність подальших комплексних досліджень для виявлення механізмів, що лежать в основі цього явища.

Ключові слова: «цвітіння» води, ціанобактерії, абіотичні чинники, біологічні механізми, прісноводні екосистеми, водосховища Дніпровського каскаду.

Ціанобактерії (Cyanobacteria, Cyanophyta, Cyanobacteriophyta, Cyanoprokaryota) є однією з найбільш еволюційно давніх, таксономічно різноманітних і екологічно значущих груп фотосинтезуючих організмів [18, 54, 57]. За сучасними даними [28], відділ (філум) Cyanobacteria налічує понад 4660 видів. У водних екосистемах ці фотосинтезуючі прокаріоти відіграють значну роль у формуванні планктонних, бентосних та епіфітних угруповань, функціонуючи як первинні продуценти [5, 10, 47, 49, 50, 52].

¹ Роботу виконано за фінансової підтримки Національного фонду досліджень України в рамках наукового проекту № 2025.07/0394 «Розробка нових науково обґрунтованих підходів та методів контролю шкідливого «цвітіння» ціанобактерій у великих водосховищах як інструмент забезпечення екологічної безпеки держави» за договором № 23.07/0394 від 02.03.2026.

Водночас за певних умов навколишнього середовища інтенсивний розвиток окремих видів планктонних ціанобактерій призводить до виникнення шкідливого «цвітіння» води (*harmful algal blooms* — *HABs*). Таке явище характеризується накопиченням біомаси ціанобактерій у товщі води до рівнів, що зумовлюють формування токсичних або інших екологічно небезпечних умов.

Одним із найнебезпечніших наслідків «цвітіння» води є здатність ціанобактерій продукувати та виділяти у навколишнє середовище широкий спектр токсичних вторинних метаболітів — ціанотоксинів, створюючи загрози для якості води, функціонування гідроекосистем, а також здоров'я людини [53, 54]. У формуванні «цвітіння» води беруть участь одноклітинні та колоніальні ціанобактерії з різним типом морфологічної структури: кокоїдні (види родів *Microcystis*, *Woronichinia*, *Synechococcus*), а також нитчасті (види родів *Aphanizomenon*, *Dolichospermum* (раніше *Anabaena*), *Nodularia*, *Planktothrix*, *Raphidiopsis* (раніше *Cylindrospermopsis*), *Pseudanabaena*). «Цвітіння» води спостерігається як у прісноводних, так і в солонуватоводних водоймах [53, 57].

Низка досліджень свідчить [16, 32, 53, 57, 60], що тривалість і частота «цвітіння» води внаслідок масового розвитку ціанобактерій зростають у глобальному масштабі, при цьому найвищу інтенсивність цього явища зареєстровано у прісноводних озерах і водосховищах. За даними [60], протягом останніх 20 років «цвітіння» води спостерігалось у кожному другому з 1965 досліджених великих водосховищ і озер (площею понад 50 км²) у світі. Домінуючими ціанобактеріями, асоційованими з формуванням «цвітіння» води, найчастіше є види родів *Microcystis*, *Dolichospermum*, *Aphanizomenon* та *Raphidiopsis* [24, 54].

Метою цього огляду було узагальнити сучасні уявлення про вплив абіотичних чинників на «цвітіння» води внаслідок масового розвитку ціанобактерій у прісноводних водоймах, провести порівняльний аналіз світових тенденцій і особливостей, притаманних водоймам України, зокрема водосховищам Дніпровського каскаду, де масовий розвиток ціанобактерій у літній період є регулярним явищем, а також здійснити аналіз ключових біологічних механізмів, що зумовлюють виникнення та впливають на тривалість «цвітіння» води.

Абіотичні чинники, що зумовлюють виникнення та впливають на тривалість «цвітіння» води

Кліматичні зміни. Кліматичні зміни вважаються однією з основних причин інтенсифікації «цвітіння» води, зумовленого масовим розвитком ціанобактерій, в сучасний період [22, 32, 33, 35, 41—43, 45, 65]. Вплив глобальних кліматичних змін проявляється насамперед у підвищенні температури повітря і відповідному підвищенні температури води у водних екосистемах. Зростання кількісного розвитку ціанобактерій за умов підвищення температури води зареєстровано у водоймах Фінляндії [45], Нідерландів [33], Австрії [46], Китаю та США [41]. Показано [33], що розвиток ціанобактерій в оз. Ньіве (Нідерланди) чітко корелював з літніми

температурами води і більш ніж 80 % міжрічної варіації частки ціанобактерій пояснювалось літніми температурами в лінійній моделі. Методом математичного моделювання було встановлено, що підвищення температури води в оз. Басентуейт (Велика Британія) призводить до більш раннього початку «цвітіння» води і до збільшення максимальної частки ціанобактерій (на 7,6 % на кожен 1 ° підвищення) [22]. Аналіз результатів досліджень 143 озер вздовж широтної трансекти від субарктичної Європи до південної частини Південної Америки показав, що потепління клімату не призводить до збільшення загальної біомаси фітопланктону, проте частка біомаси ціанобактерій різко зростає з підвищенням температури [35].

За даними Центральної геофізичної обсерваторії ім. Бориса Срезневського [4] в останні десятиліття в Україні спостерігається чітка тенденція до зростання температури повітря як в середньому за рік, так і протягом літньо-осіннього періоду, визначального для розвитку фітопланктону. Зокрема, в м. Києві протягом 2016—2025 рр. середня річна температура повітря стабільно перевищувала нову кліматичну норму (9 °С за період 1991—2020 рр.), а у 2024 р. спостерігався рекорд — 11,4 °С. Середні температури липня і серпня за останні 10 років переважно були вищими на 1—4 ° за відповідні місячні норми, сягаючи 24,6 °С у 2020 і 2021 рр. Крім того, літні місяці дедалі частіше супроводжуються тривалими періодами, коли денна температура повітря перевищує 30—35 °С. Спостерігається також і збільшення тривалості періоду з температурою вище 20 °С — в середньому він становить 90 днів. Максимальні значення температури води (понад 25 °С) спостерігаються в липні і серпні. Абсолютний максимум (29 °С) на г/с Київ зафіксовано 16 липня 2024 р. [4]. Таке підвищення температури води збільшує тривалість вегетаційного періоду, а аномально високі температури влітку сприяють домінуванню ціанобактерій у фітопланктоні та їх надмірному розвитку [50], зокрема у Київському та Канівському водосховищах (Україна), для яких була встановлена достовірна позитивна кореляція між температурою води та біомасою ціанобактерій [49].

Опосередкований вплив кліматичних змін на термічний режим дніпровських водосховищ проявляється через зміни стоку води. Аналіз різницевих інтегральних кривих середнього річного стоку річок басейнів Середнього і Нижнього Дніпра [6] свідчить, що з 2006 р. спостерігається маловодна фаза стоку, що зумовлює значне зменшення проточності водосховищ і покращення умов для температурної стратифікації.

Гідрологічний режим і гідродинамічні чинники. На відміну від природних водойм, водосховища характеризуються змінним, антропогенно зумовленим гідрологічним режимом. Зокрема, зниження швидкості течії, збільшення часу водообміну та формування стратифікації створюють сприятливі умови для розвитку ціанобактерій [5, 10, 15, 19, 23, 39, 56]. Такий вплив здійснюється переважно трьома основними шляхами: низька швидкість потоку (течії) сприяє розвитку ціанобактерій; коливання рівня води підвищують їхню продуктивність і стимулюють метаболізм; по-

мірна турбулентність води збільшує поглинання поживних речовин клітинами [29, 48, 54, 66].

Стокові та вітрові течії. Найбільш репрезентативним показником гідродинамічних умов є швидкість течії, яка у водосховищах зумовлена регульованим стоком річки та дією вітру на водну поверхню. Цей чинник часто є обмежувальним для розвитку ціанобактерій, що підтверджується переважною відсутністю явища «цвітіння» води у річках України, зокрема в Дніпрі на його верхній та середній ділянках до зарегулювання [14]. У той період у Дніпрі швидкість потоку становила в середньому 30—100 см/с залежно від локальних умов. Після створення водосховищ швидкість стокових течій в каскаді зменшилась в середньому до 1,5—7,0 см/с. У багатоводні роки фіксуються більші швидкості потоку (2,7—11,7 см/с), у маловодні — менші (1,0—4,7 см/с) [3].

Крім річної, спостерігається і сезонна зміна показника. Так, найвища швидкість течії у водосховищах Дніпровського каскаду відмічається навесні й може становити понад 20—25 см/с, але в даний період розвиток ціанобактерій регулюється більше температурним чинником. Вплив зарегулювання, зокрема на Київському водосховищі, підтверджується поступовим зростанням біомаси ціанобактерій при зниженні швидкості течії за позовжнім профілем від верхів'я до нижньої частини з максимумом у пригреблевій ділянці [49].

Вплив швидкості потоку на розвиток одного з основних збудників «цвітіння» води *Microcystis aeruginosa* (Kütz.) Kütz. підтверджений також результатами експериментальних досліджень [55]. При швидкості потоку 47 см/с спостерігаються зміни в морфології клітин і порушення метаболізму активних форм кисню, а оптимальна швидкість течії становить до 24 см/с. Ці результати підтверджують наявність оптимальних гідродинамічних умов для розвитку ціанобактерій у водосховищах Дніпра.

Крім стокових течій на розвиток фітопланктону у великих водосховищах та озерах впливає вітер [2, 27]. Швидкість вітрових течій в поверхневих шарах води, де сконцентровані ціанобактерії, переважно становить 0,4—7,0 % швидкості вітру над поверхнею води [3, 12]. Їх виникнення накладається на існуючі стокові течії, підсилюючи або трансформуючи останні, що зумовлює загальну циркуляцію вод.

Вплив вітру мінливий як за силою, так і за напрямком, що спричиняє просторово-часову змінність умов, мозаїчність розподілу фітопланктону по акваторії водойм і локальне накопичення його біомаси. Такі тенденції відмічені дослідниками на дніпровських водосховищах [2, 8, 12], водосховищі Сасик [19] та водоймах-охолоджувачах атомних станцій в Україні [11]. Більш того на Кременчуцькому та Каховському водосховищах в перші десятиліття після їх створення і в подальшому спостерігались «плями» ціанобактерій, що являли собою агреговані скупчення з біомасою 10—40 кг/м³ і дрейфували за напрямом дії вітру і течією [1].

Турбулентне перемішування. Вплив вітру на водну поверхню проявляється не тільки у формуванні течій, а й у перемішуванні водних мас і збуренні хвиль. Встановлено [27], що при низькій швидкості вітру (до

3 м/с) формуються стабільні вертикальні потоки, які сприяють підйому клітин і накопиченню біомаси ціанобактерій у верхньому шарі води. При сильному вітрі зі швидкістю від 6 м/с інтенсивне перемішування руйнує агрегації та пригнічує «цвітіння» води. Схожі висновки зроблено і при дослідженні умов Кременчуцького водосховища [8, 12], де при ослабленні вітру до 3 м/с переважаючим чинником розвитку ціанобактерій ставали стокові течії і турбулентне перемішування, що зумовлювало динаміку біомаси на окремих ділянках.

Помірна турбулентність стимулює розвиток явища «цвітіння» води переважно шляхом сприяння поглинанню поживних речовин та енергетичному обміну, особливо в мілководній прибережній зоні [48, 63, 66], а надмірна — обмежує розвиток ціанобактерій шляхом руйнування клітин та перешкоджання утворенню колоній [34, 37].

Денівеляції рівня води. Коливання рівня води, спричинені роботою гідроелектростанцій, змінюють швидкість течії, структуру водної маси та вертикальне перемішування [5, 10, 12, 13, 15]. Це, зі свого боку, впливає на доступність сонячної радіації і поживних речовин та розподіл фітопланктону, що може як стимулювати, так і пригнічувати «цвітіння» води залежно від конкретних умов. Наприклад, для мілководь дніпровських водосховищ і заплавних водойм, які гідрологічно пов'язані з основною акваторією, саме специфіка рівневого режиму зумовлює характер їх заростання макрофітами [9], а наявність періодично затоплюваних або відокремлюваних ділянок сприяє утворенню «резерватів» ціанобактерій, які можуть зберігатися у товщі піску [1]. Водночас результати дослідження [36] показали, що на водосховищі в Китаї при зниженні рівня води на 2,02—4,33 м середня швидкість потоку збільшилася на 68 % порівняно з попереднім показником. При цьому середня концентрація загального фосфору та азоту знизилася до 20 % і біомаса ціанобактерій різко скоротилася. Також спостерігалось значне збільшення різноманітності ціанобактерій та помітне зменшення щільності їхніх клітин.

Водообмін. Одним із ключових гідрологічних показників є час (період) водообміну, що враховує співвідношення і режим компонентів водного балансу та гідроморфологічні особливості. Зазвичай у водосховищах він значно більший, ніж у річках, що сприяє накопиченню поживних речовин і фітопланктону. Тривалий застій води дозволяє клітинам виділяти збудників «цвітіння» води проходити повний цикл розвитку. Останнім часом на території України зростає кількість водних об'єктів, де спостерігається «цвітіння» води, що зокрема пов'язано з подовженням періоду водообміну. Це явище стає характерним не лише для антропогенно змінених водойм, але і для природних польських озер [7].

У роботі [14] зазначено, що до 1960-х років у центральній частині України влітку 10-добовий період водообміну був межею утворення «цвітіння» води. У дніпровських водосховищах період водообміну залежить від водності року та режиму роботи гідроелектростанцій і складає від 11 (Кам'янське водосховище у багатоводний рік) до 224 діб (Каховське водо-

сховище у маловодний рік). Середньорічний період водообміну становить 36 діб для Київського водосховища та 20 діб для Канівського.

Значення показника змінюється і за сезонами — наприклад, навесні найбільш проточним у каскаді стає Канівське водосховище [12]. Ці значення відповідають схожим за розмірам іншим водосховищам світу, таким як Три ущелини (Китай), тоді як у найбільших водосховищах озерного типу, таких як Каріба (на кордоні між Замбією та Зімбабве) або Вольта (Гана), час водообміну досягає кількох років, що сприяє формуванню стабільно стратифікованих екосистем з високою ймовірністю розвитку «цвітіння» води. Наприклад, у водосховищі Каріба в останні десятиліття період водообміну збільшився з 3,7 до 5,7 років внаслідок зменшення стоку р. Замбезі. Це спричинило домінування ціанобактерій у складі фітопланктону, що призвело до скорочення чисельності ентомостракового зоопланктону і, як результат, до згасання рибного промислу *Limnothrissa miodon* [38].

Отже, гідродинамічні чинники прямо та опосередковано впливають на розвиток фітопланктону та «цвітіння» води, а можливість регулювання гідрологічного режиму і впровадження екологічних стратегій експлуатації гідроелектростанцій [12, 13, 54, 55] на сьогодні залишаються найбільш ймовірними та дієвими методами регулювання явища «цвітіння» води у великих водосховищах.

Біогенне навантаження. Іншим важливим чинником, який сприяє «цвітінню» води ціанобактеріями, є антропогенне евтрофування [43, 56]. Надлишок сполук азоту (N) та фосфору (P) вважається однією з основних причин широкого поширення цього явища в індустріально розвинених країнах та густонаселених регіонах.

Результати кореляційного та регресійного аналізу показали, що на сьогодні одним із найважливіших чинників для вегетації планктонних ціанобактерій в Київському водосховищі є вміст амонійного азоту [49], на відміну від 1965—1969 рр., коли основним лімітуючим чинником був вміст неорганічного фосфору [8, 49]. Цікаво, що саме амонійній формі азоту віддають перевагу види з родів *Dolichospermum*, *Microcystis* [21, 67].

Також встановлено [16], що достовірна позитивна кореляція між концентраціями неорганічного фосфору і біомасою ціанобактерій в дніпровських водосховищах спостерігається в діапазоні від «слідових» концентрацій до порогової величини 0,05 мг/дм³, яка відповідає «перетину Редфілда», тобто оптимальному співвідношенню між неорганічними формами азоту та фосфору (16 N : 1 P), а за більших концентрацій фосфору достовірної кореляції не зареєстровано.

Вплив співвідношення N:P на розвиток ціанобактерій і явище «цвітіння» води є досить складним питанням. Так, аналіз залежності між біомасою ціанобактерій і співвідношенням N:P в озерах Південної Америки показав відсутність кореляційного зв'язку між цими показниками, навіть коли окремо аналізувалась частка азотфіксуючих ціанобактерій. Авторами зроблено висновок, що співвідношення азоту і фосфору не зав-

жди свідчить про лімітування за азотом, особливо коли обидва біогенних елементи знаходяться в надлишку [35].

Важливою проблемою при аналізі польових даних є складність виявлення причинно-наслідкових зв'язків [35]. Зокрема це стосується тлумачення кореляційного зв'язку між загальною концентрацією біогенних елементів та біомасою ціанобактерій. Крім того, у більш теплих і стратифікованих водах збільшується активність гетеротрофних бактерій і знижується газообмін у придонних шарах, а відтак посилюється гіпоксія. Внаслідок цього знижується рН та з донних відкладів вивільняється фосфор, зі свого боку сприяючи розвитку ціанобактерій [43].

Ще одна проблема у вивченні екологічних передумов «цвітіння» води полягає в тому, що температура води і вміст біогенних елементів чинять комплексний синергічний вплив на розвиток ціанобактерій і розділити наслідки дії цих двох чинників досить складно [35]. У більшості досліджень загальною тенденцією є збільшення біомаси ціанобактерій та/або їхнього домінування при підвищенні температури води. Проте сила цього відгуку суттєво залежить від біогенного ресурсу, тобто трофічного статусу водної екосистеми [22]. Так, регресійний аналіз на основі даних, отриманих на різнотипних мілководних озерах світу, показав, що при включенні температури як факторної змінної до регресійної моделі зростала дисперсія біомаси ціанобактерій, пояснювана концентрацією біогенних елементів [35].

Отже, розвиток ціанобактерій та явище «цвітіння» води пов'язані із сукупністю чинників, які включають кліматичні зміни, гідрологічний режим, вміст біогенних елементів, сонячну радіацію у водній товщі. Деякі з цих чинників взаємно корелюють, тому виокремити їх вплив досить складно, і це потребує подальших досліджень.

Біологічні механізми, що зумовлюють виникнення та впливають на тривалість «цвітіння» води

Температурний оптимум росту. Підвищення температури впливає на метаболізм, біомасу та видовий склад фітопланктону [49, 50]. У низці робіт повідомляється, що ціанобактерії мають вищий температурний оптимум порівняно з іншими відділами водоростей [17, 22, 33, 35, 41, 42]. Польові дослідження свідчать [32, 65], що біомаса ціанобактерій починає зростати за температури 11—15 °С, досягає максимуму при 20—30 °С і залишається на низькому рівні після зниження температури води нижче 6 °С. Подібні закономірності підтверджено в модельних експериментах, де відновлення експресії генів, фотосинтезу та росту клітин *Microcystis* відбувалось за 11—14 °С і суттєво посилювалось після підвищення температури понад 20 °С [65]. Оптимальний температурний діапазон для видів роду *Microcystis* становить 25—30 °С, саме за таких умов відбувається їх домінування у фітопланктоні. Показано [32], що підвищення температури сприяло домінуванню *Microcystis* sp. над нитчастими видами *Dolichospermum* sp. та *Aphanizomenon* sp. у великих озерах Китаю (Тайху, Чаоху

та Дяньчі) [32]. Така тенденція підкреслює виражені міжвидові відмінності у реакції на вплив температурного чинника.

Регулювання плавучості. Ціанобактерії мають широкий спектр морфологічних адаптацій, які забезпечують їм домінуючу роль у водних екосистемах, що зазнають природних та антропогенних трансформацій. Серед адаптивних стратегій цих організмів регулювання плавучості вважається одним із ключових чинників формування та підтримання «цвітіння» води [44, 45, 54, 61, 63]. Показано, що масовий розвиток ціанобактерій лише частково зумовлений швидкою проліферацією клітин, і часто він є результатом їхньої вертикальної міграції протягом коротких проміжків часу [61, 63]. Цей механізм забезпечується завдяки наявності газових везикул (вакуолей) — порожнистих водонепроникних білкових структур, кількість яких у клітинах деяких видів-збудників «цвітіння» води може сягати кількох тисяч [54]. Така особливість дає змогу ціанобактеріям регулювати власне положення у товщі води залежно від температури, рівня освітлення та доступності біогенних речовин.

Відповідно до закону Стокса швидкість вертикального переміщення малих організмів (зокрема, мікроводоростей) обернено пропорційна в'язкості води. Висока температура призводить до зниження в'язкості води, а отже і до зменшення опору води до вертикальної міграції фітопланктону. Це сприяє вертикальним міграціям ціанобактерій для оптимального використання сонячної радіації і біогенних елементів. При цьому, «важчі» діатомові водорості швидше осідають на дно [42].

У водоймах з високим рівнем каламутності основним чинником, який лімітує розвиток фітопланктону, є світлова енергія. За таких умов ціанобактерії, які утворюють плівки на поверхні води, мають конкурентну перевагу над видами фітопланктону з більшою питомою вагою [33].

Механізми концентрування вуглецю. У евтрофних водах ціанобактерії характеризуються високою інтенсивністю фотосинтезу, що зумовлює їхню значну потребу в діоксиді вуглецю (CO_2). Водночас зі зростанням інтенсивності фотосинтезу підвищується і рівень рН води. За умов підвищеного рН (>9) вміст вільного CO_2 у водному середовищі різко знижується (до <1% від загального неорганічного вуглецю), тоді як домінуючою формою вуглецю стає бікарбонат (HCO_3^-), що може обмежувати фотосинтез і ріст фітопланктону [58]. У відповідь на дефіцит вільного CO_2 ціанобактерії, як і інші водні фотоавтотрофи, використовують механізми концентрування вуглецю [40, 58]. У межах цих механізмів HCO_3^- , який не здатний до пасивної дифузії через клітинні мембрани, транспортується за допомогою систем активного перенесення і забезпечує підтримання фотосинтезу. Механізми концентрування вуглецю ціанобактерій відрізняються від аналогічних систем інших таксонів здатністю функціонувати за високих градієнтів концентрації (співвідношення «зовнішній С : внутрішній С») і пов'язані з відносно низькою специфічністю ферменту Рубіско [40].

Механізми фіксації та асиміляція азоту. Ще однією морфологічною особливістю багатьох видів ціанобактерій є здатність фіксувати

атмосферний азот (N_2), такі мікроорганізми називають діазотрофами (або азотфіксуєчими). Представники токсигенних родів *Dolichospermum*, *Aphanizomenon* і *Raphidiopsis*, наприклад, здатні перетворювати молекулярний азот у біологічно доступні форми, що забезпечує їм конкурентні переваги в умовах обмеження неорганічних форм азоту, особливо в літній період, коли інтенсивність розвитку фітопланктону досягає піку [25, 31]. Цей процес здійснюється за участю спеціалізованих клітин — гетероцист, що утворюються у відповідь на зниження доступності неорганічних сполук азоту у водному середовищі [30]. Хоча загалом вважається, що фіксація N_2 зменшує роль азоту як лімітуючого чинника в інтенсифікації процесу «цвітіння» води, деякі дослідження показують, що висока потреба цього механізму в метаболічній енергії суттєво обмежує його ефективність [26]. Крім того, такі токсигенні роди, як *Microcystis* та *Planktothrix*, на відміну від діазотрофів, не здатні до фіксації N_2 . Їхній ріст і біосинтез токсинів переважно залежать від алохтонного надходження сполук неорганічного азоту [44]. Водночас продемонстровано, що за обмеженої доступності алохтонного азоту наприкінці літа, у зв'язку з інтенсивним розвитком фітопланктону *Microcystis* sp. отримує конкурентну перевагу над діатомовими водоростями завдяки здатності до ефективної асиміляції регенерованого амонію (автохтонного азоту) [21, 25]. Це зумовлює необхідність подальшого вивчення механізмів, які дозволяють ціанобактеріям підтримувати ріст та ефективно конкурувати в умовах дефіциту алохтонного неорганічного азоту.

Механізми акумуляції фосфору. Фосфор є ключовим лімітуючим біогенним елементом у більшості водних екосистем і відіграє вирішальну роль у формуванні та сукцесії фітопланктону [54, 62]. Обмежена біодоступність фосфору впливає на швидкість росту мікроорганізмів, проте ціанобактерії здатні зберігати функціональну активність за умов його дефіциту. Було показано, що збудники «цвітіння» води *Microcystis aeruginosa* (Kütz.) Kütz. та *Raphidiopsis raciborskii* (Wołoszyńska) Aguilera et al. можуть витримувати дефіцит біодоступного фосфору у водному середовищі протягом тривалого часу [26, 62]. На сьогодні запропоновано кілька механізмів для пояснення цього явища [51, 54, 59]. В умовах надлишку неорганічного фосфору їхні клітини активно поглинають ортофосфат і зберігають його у вигляді гранул поліфосфату (PolyP). Примітно, що представники роду *Microcystis* демонструють значно вищу здатність до синтезу PolyP, ніж інші види фітопланктону [26, 59, 54]. Крім того, позаклітинні полімерні речовини колоніальних форм *Microcystis* розглядаються як додатковий пул фосфору [51]. Високими показниками акумуляції фосфатів характеризується також *R. raciborskii*. Здатність ціанобактерій до внутрішньоклітинного депонування та використання позаклітинного пулу фосфору сприяє їхньому тривалому домінуванню. З огляду на масштабність і тривалість цих процесів, виникає необхідність у подальших дослідженнях впливу «цвітіння» води внаслідок масового розвитку ціанобактерій на структуру та функціонування угруповань інших гідробіонтів.

Висновки

Масовий розвиток планктонних ціанобактерій у прісноводних екосистемах є складним процесом, зумовленим впливом різноманітних абіотичних чинників середовища та внутрішніх біотичних механізмів. На основі аналізу наукової літератури виявлено позитивну кореляцію між глобальними змінами клімату (насамперед підвищенням температури повітря та подальшим прогріванням води) і зростанням біомаси ціанобактерій. Така тенденція підкреслює визначальну роль кліматичних чинників у збільшенні інтенсивності «цвітіння» води в сучасний період. Разом з тим, реакція ціанобактерій на вплив температурного режиму має суттєві міжвидові відмінності, що необхідно враховувати при прогнозуванні та контролі спалахів «цвітіння» води, спричинених різними видами ціанобактерій.

Встановлено, що гідрологічні чинники впливають на розвиток ціанобактерій як безпосередньо (через зміну швидкості течії, перемішування та коливання рівня води), так і опосередковано (змінюючи водообмін, стратифікацію, розподіл біогенних елементів та сонячної радіації). Їхня дія може мати різне спрямування: за помірної інтенсивності (зокрема слабого вітру) вони можуть стимулювати розвиток планктонних ціанобактерій, тоді як за високої інтенсивності — пригнічувати його.

Серед біогенних елементів відзначено важливу роль амонійного азоту у виникненні «цвітіння» води внаслідок масового розвитку ціанобактерій, і ця тенденція є характерною як для водойм України, так і для водойм інших країн світу. Водночас роль співвідношення між азотом і фосфором у цих процесах досі залишається складним і дискусійним питанням.

З'ясовано, що ціанобактерії мають широкий спектр морфофізіологічних адаптацій, які забезпечують їм домінування у гідроекосистемах, що зазнають природних та антропогенних трансформацій. Регулювання плавучості, механізми концентрування вуглецю, фіксації та асиміляції азоту, а також акумуляції неорганічного фосфору є одними із ключових адаптивних функцій, що забезпечують формування та підтримання шкідливого «цвітіння» води у прісноводних екосистемах.

Оскільки чинники, що зумовлюють масовий розвиток ціанобактерій, є взаємопов'язаними, їхнє чітке розмежування ускладнене, що підкреслює необхідність подальших комплексних досліджень механізмів цього явища.

Список використаної літератури

1. Брагинский Л.П., Береза В.Д., Гусынская С.Л. и др. «Пятна цветения», нагонные массы, выбросы синезеленых водорослей и происходящие в них биологические процессы. *Цветение воды*. Киев: Наук. думка, 1968. С. 92—149.
2. Вишневський В.І. Просторово-часова мінливість «цвітіння» води у дніпровських водосховищах. *Укр. журн. дистанційного зондування Землі*. 2019. № 20. С. 18—27.
3. Гидрология и гидрохимия Днепра и его водохранилищ / отв. ред. М.А. Шевченко. Киев, 1989. 216 с.

4. Кліматичні дані по м. Києву / Центральна геофізична обсерваторія ім. Бориса Срезневського. <https://cgo-sreznevskiy.kiev.ua/>
5. Ліщук А.В. Еколого-фізіологічні основи формування фітопланктону прісноводних екосистем : автореф. дис. ... д-ра біол. наук. Київ, 2007. 38 с.
6. Лук'янець О.І., Ободовський О.Г., Гребінь В.В. та ін. Просторові закономірності зміни середнього річного стоку води річок України. *Укр. геогр. журн.* 2021. № 1. С. 6—14.
7. Панасюк А.О. Явище «цвітіння» води у водоймах України: аналіз публікацій вітчизняних вчених. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*, 2024. № 4 (74). С. 62—69.
8. Приймаченко А.Д. Фитопланктон и первичная продукция Днепра и днепровских водохранилищ. Киев: Наук. думка, 1981. 228 с.
9. Растительность и бактериальное население Днепра и его водохранилищ: монография / под ред. Н.В. Кондратьевой. Киев: Наук. думка, 1989. 232 с.
10. Семенюк Н.Є., Щербак В.І., Давидов О.А., Козійчук Е.Ш. Динаміка локальних угруповань фітопланктону верхньокаскадних дніпровських водосховищ у сучасних умовах. *Альгологія*. 2025. Т. 35, № 1. С. 30—57.
11. Техно-экосистема АЭС. Гидробиология, абиотические факторы, экологические оценки / под ред. А.А. Протасова. Киев, 2011. 234 с.
12. Тимченко В.М. Экологическая гидрология водоемов Украины. Киев: Наук. думка, 2006. 383 с.
13. Тимченко В.М. Водообменные процессы как фактор формирования потоков энергии в экосистемах днепровских водохранилищ. *Гидробиол. журн.* 2010. Т. 46, № 3. С. 105—120.
14. Шпет Г.И., Кубышкин Г.П. О зависимости «цветения» воды от интенсивности водообмена. *Гидробиол. журн.* 1968. № 5. С. 55—58.
15. Щербак В.И. Многолетняя динамика «цветения» воды днепровских водохранилищ. *Доп. НАН України*. 1998. № 7. С. 187—190.
16. Щербак В.І., Семенюк Н.Є., Майстрова Н.В. Вплив біогенних елементів на фітопланктон дніпровських водосховищ на сучасному етапі. *Гідробіол. журн.* 2026. Т. 62, № 2. С. 3—22.
17. Adrian R., O'Reilly C.M., Zagarese H. et al. Lakes as sentinels of climate change. *Limnol. Oceanogr.* 2009. Vol. 54, N 6, part 2. P. 2283—2297.
18. Aleksovski B., Krstić S., Guiry M.D. The names of phyla and classes of blue-green algae (cyanobacteria, cyanophytes) and a typified name: Cyanobacteriophyta Oren, Mareš et Rippka. *Fottea*. 2025. Vol. 25, N 2. P. 212—217.
19. Bilous O.P., Barinova S.S., Ivanova N.O., Hulciaieva O.A. The use of phytoplankton as an indicator of internal hydrodynamics of a large seaside reservoir — case of the Sasyk Reservoir, Ukraine. *Ecohydrology & Hydrobiology*. 2016. Vol. 16, N 3. P.160—174.
20. Bilous O.P., Wojtal A.Z., Ivanova N.O. et al. Indication of long-term changes of algae communities in a hydrologically transformed estuary Sasyk, Black Sea, Ukraine. *Water*. 2023. Vol. 15 (11). 2078. doi: 10.3390/w15112078.
21. Chaffin J.D., Bridgeman T.B., Bade D.L. Nitrogen constrains the growth of late summer cyanobacterial blooms in Lake Erie. *Adv. Microbiol.* 2013. Vol. 3. P. 16—26.
22. Elliott J.A. Is the future blue-green? A review of the current model predictions of how climate change could affect pelagic freshwater cyanobacteria. *Water Res.* 2012. Vol. 46. P. 1364—1371.
23. Ferencz B., Toporowska M., Dawidek J. Role of hydrology in Cyanobacteria blooms in the floodplain lakes. *Water*. 2023. Vol. 15 (1547). Doi: 10.3390/w15081547.
24. Ferrero-Filho A.D.S., Kozłowsky-Suzuki B. Cyanotoxins: bioaccumulation and effects on aquatic animals. *Mar Drugs*. 2011. Vol. 9, N 12. P. 2729—2772.
25. Glibert P.M., Wilkerson F.P., Dugdale R.C. et al. Pluses and minuses of ammonium and nitrate uptake and assimilation by phytoplankton and implications for productivity and community composition, with emphasis on nitrogen-enriched conditions. *Limnol. Oceanogr.* 2016. Vol. 61, N 2. P. 165—197.

26. Gobler C.J., Burkholder J.M., Davis T.W. et al. The dual role of nitrogen supply in controlling the growth and toxicity of cyanobacterial blooms. *Harmful Algae*. 2016. Vol. 54. P. 87—97.
27. Gu P., Zhang G., Luo X. et al. Effects of different fluid fields on the formation of cyanobacterial blooms. *Chemosphere*. 2021. Vol. 283. 131219. doi: 10.1016/j.chemosphere.2021.131219.
28. Guiry M.D. How many species of algae are there? A reprise. Four kingdoms, 14 phyla, 63 classes and still growing. *J. Phycol.* 2024. Vol. 60. P. 214—228.
29. Hadiyanto H., Elmore S., Van Gerven T., Stankiewicz A. Hydrodynamic evaluations in high rate algae pond (HRAP) design. *Chem. Eng. J.* 2013. 217. P. 231—239.
30. Herrero A., Stavans J., Flores E. The multicellular nature of filamentous heterocyst-forming cyanobacteria. *FEMS Microbiol. Rev.* 2016. Vol. 40, N 6. P. 831—854.
31. Higazi M., Kolan D., Cattan-Tsaushu E. et al. Nitrogen availability shapes evolution of phage resistance in cyanobacteria. *ISME J.* 2025. Vol. 19, N 1. wraf180. doi: 10.1093/ismejo/wraf180
32. Hu L., Wang H., Cui J. et al. Temperature-dependent growth characteristics and competition of *Pseudanabaena* and *Microcystis*. *Water*. 2023. Vol. 15. 2404. doi: 10.3390/w15132404.
33. Jöhnk K.D., Huisman J., Sharples J. et al. Summer heatwaves promote blooms of harmful cyanobacteria. *Global Change Biology*. 2008. Vol. 14, N 3. P. 495—512.
34. Kang L., He Y., Dai L. et al. Interactions between suspended particulate matter and algal cells contributed to the reconstruction of phytoplankton communities in turbulent waters. *Water Res.* 2019. Vol. 149. P. 251—262.
35. Kosten S., Huszar V.L.M., Bécares E. et al. Warmer climate boosts cyanobacterial dominance in shallow lakes. *Global Change Biology*. 2012. Vol. 18. P. 118—126.
36. Li Y., Fang L., Cao G. et al. Reservoir regulation-induced variations in water level impacts cyanobacterial bloom by the changing physiochemical conditions. *Water Res.* 2024. Vol. 259. 121836. doi: 10.1016/j.watres.2024.121836.
37. Liu M., Ma J., Kang L. et al. Strong turbulence benefits toxic and colonial cyanobacteria in water: A potential way of climate change impact on the expansion of harmful algal blooms. *Sci. Total Environ.* 2019. Vol. 670. P. 613—622.
38. Magadza C.H.D. Environmental state of Lake Kariba and Zambezi River Valley: Lessons learned and not learned. Lakes & Reservoirs. *Research & Management*. 2010. Vol. 15. P. 167—192.
39. Mao J., Jiang D., Dai H. Spatial-temporal hydrodynamic and algal bloom modeling analysis of a reservoir tributary embayment. *J. Hydro-environ. Res.* 2015. Vol. 9, N. 2. P. 200—215.
40. Morales-Williams A.M., Wanamaker A.D. Jr., Downing J.A. Cyanobacterial carbon concentrating mechanisms facilitate sustained CO₂ depletion in eutrophic lakes. *Biogeosciences*. 2017. Vol. 14. P. 2865—2875.
41. Paerl H.W., Huisman J. Blooms like it hot. *Science*. 2008. Vol. 320, N 5872. P. 57—58.
42. Paerl H.W., Huisman J. Climate change: a catalyst for global expansion of harmful cyanobacterial blooms. *Environ. Microb. Rep.* 2009. Vol. 1, N 1. P. 27—37.
43. Paerl H.W., Hall N.S., Calandrino E.S. Controlling harmful cyanobacterial blooms in a world experiencing anthropogenic and climatic-induced change. *Sci. Total Environ.* 2011. Vol. 409. P. 1739—1745.
44. Paerl H.W., Otten T.G. Harmful cyanobacterial blooms: causes, consequences, and controls. *Microb. Ecol.* 2013. Vol. 65, N 4. P. 995—1010.
45. Pätynen A., Elliott J.A., Kiuru P. et al. Modeling the impact of higher temperature on the phytoplankton of a boreal lake. *Boreal Environ. Res.* 2014. Vol. 19. P. 66—78.
46. Rasconi S., Gall A., Winter K., Kainz M.J. Increasing water temperature triggers dominance of small freshwater plankton. *PLOS ONE*. 2015. doi: 10.1371/journal.pone.0140449.

47. Sakevich A.I., Usenko O.M. Peculiarities of the response of freshwater algae to the influence of extracellular biologically active substances. *Hydrobiol. J.* 2009. Vol. 45, N 3. P. 61—68.
48. San L., Long T., Liu C.C.K. Algal bioproductivity in turbulent water: an experimental study. *Water*. 2017. Vol. 9 (5). 304. doi: 10.3390/w9050304.
49. Shcherbak V.I., Semenyuk N.Ye., Maystrova N.V. Characteristics of Cyanobacteria at different stages of existence of the Kyiv Reservoir. *Hydrobiol. J.* 2024. Vol. 60, N 1. P. 3—27.
50. Shcherbak V.I., Semenyuk N.Ye., Yakushyn V.M. Phytoplankton structural and functional organization in a large lowland reservoir under the global climate change (case study of the Kaniv Reservoir). *Hydrobiol. J.* 2022. Vol. 58, N 6. P. 3—27.
51. Shen H., Song L. Comparative studies on physiological responses to phosphorus in two phenotypes of bloom-forming *Microcystis*. *Hydrobiologia*. 2007. Vol. 592. P. 475—486.
52. Shevchenko T., Klochenko P.D., Nezbyrsky I. Response of phytoplankton to heavy pollution of water bodies. *Oceanol. Hydrobiol. Stud.* 2020. Vol. 49. P. 267—280.
53. Siddiquee M., Cornelius S., Seo Y. et al. Uncovering microbial interactions in a persistent *Planktothrix* bloom: Towards early biomarker identification in hypereutrophic lakes. *Water Res.* 2025. Vol. 283. 123683. doi: 10.1016/j.watres.2025.123683.
54. Song L., Jia Y., Qin B. et al. Harmful cyanobacterial blooms: biological traits, mechanisms, risks, and control strategies. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 2023. Vol. 48. P. 123—147.
55. Song Y., Zhang L.L., Li J. et al. Mechanism of the influence of hydrodynamics on *Microcystis aeruginosa*, a dominant bloom species in reservoirs. *Sci. Total Environ.* 2018. Vol. 636. P. 230—239.
56. Sukenik A., Quesada A., Salmaso N. Global expansion of toxic and non-toxic cyanobacteria: effect on ecosystem functioning. *Biodiversity Conservation*. 2015. Vol. 24. P. 889—908.
57. Sukenik A., Kaplan A. Cyanobacterial harmful algal blooms in aquatic ecosystems: a comprehensive outlook on current and emerging mitigation and control approaches. *Microorganisms*. 2021. Vol. 9 (7). 1472. doi: 10.3390/microorganisms9071472.
58. VanDam B.R., Tobias C., Holbach A. et al. CO₂ limited conditions favor cyanobacteria in a hypereutrophic lake: an empirical and theoretical stable isotope study. *Limnol. Oceanogr.* 2018. Vol. 63. P. 1643—1659.
59. Wan L., Chen X., Deng Q. et al. Phosphorus strategy in bloom-forming cyanobacteria (*Dolichospermum* and *Microcystis*) and its role in their succession. *Harmful Algae*. 2019. Vol. 84. P. 46—55.
60. Wang Y., Zhao D., Woolway R.I. et al. Global elevation of algal bloom frequency in large lakes over the past two decades. *Natl. Sci. Rev.* 2025. Vol. 12, N 3. nwaf011. doi: 10.1093/nsr/nwaf011
61. Wu T., Dai R., Chu Z., Cao J. Rapid recovery of buoyancy in eutrophic environments indicates that cyanobacterial blooms cannot be effectively controlled by simply collapsing gas vesicles alone. *Water*. 2023. Vol. 15(10). 1898. doi: 10.3390/w15101898.
62. Wu Z., Shi J., Li R. Comparative studies on photosynthesis and phosphate metabolism of *Cylindrospermopsis raciborskii* with *Microcystis aeruginosa* and *Aphanizomenon flos-aquae*. *Harmful Algae*. 2009. Vol. 8, N 6. P. 910—915.
63. Xiao Y., Gan N., Liu J. et al. Heterogeneity of buoyancy in response to light between two buoyant types of cyanobacterium *Microcystis*. *Hydrobiologia*. 2012. Vol. 679. P. 297—311.
64. Xiao Y., Li Z., Li C. et al. Effect of small-scale turbulence on the physiology and morphology of two bloom-forming cyanobacteria. *PLOS ONE*. 2016. Vol. 11 (12). E0168925. doi: 10.1371/journal.pone.0168925

65. Yang Z., Zhang M., Yu Y., Shi X. Temperature triggers the annual cycle of Microcystis, comparable results from the laboratory and a large shallow lake. *Chemosphere*. 2020. Vol. 260. 127543. doi: 10.1016/j.chemosphere.2020.127543.
66. Zhao G., Gao X., Zhang C., Sang G. The effects of turbulence on phytoplankton and implications for energy transfer with an integrated water quality-ecosystem model in a shallow lake. *J. Environ. Manage.* 2020. Vol. 256. 109954.
67. Zulkefli N.S., Hwang S.J. Heterocyst development and diazotrophic growth of *Anabaena variabilis* under different nitrogen availability. *Life*. 2020. Vol. 10, N 11. P. 279—300.

Надійшла 17.04.2026

I.M. Nezbryska, PhD (Biol.), Senior Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: inna_imn@ukr.net
ORCID 0000-0003-4607-0058

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

N.O. Ivanova, PhD (Geogr.), Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: ivanova_n_a@ukr.net
ORCID 0000-0003-4448-9429

S.S. Dubniak, PhD (Geogr.), Docent, Head of the Department,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: dubnyak@ukr.net
ORCID 0000-0001-8698-0166

T.O. Leontieva, PhD (Biol.), Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: leontieva3394@gmail.com
ORCID 0000-0003-4482-328X

I.M. Konovets, PhD (Biol.), Senior Researcher, Head of Laboratory,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: i.m.konovets@gmail.com
ORCID 0000-0003-4234-5026

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

Yu.O. Kovalenko, PhD (Biol.), Junior Researcher,
Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: kovalenkoyuliia888@gmail.com
ORCID 0000-0003-4818-4542

O.P. Bilous, PhD (Biol.), Senior Researcher,
Institute of Hydrobiology and Aquatic Ecosystem Management,

University of Natural Resources and Life Sciences,
Gregor-Mendel-Strajaе, 33/DG, Vienna, 1180, Austria
e-mail: bilous_olena@ukr.net
ORCID 0000-0001-5229-3667

WATER BLOOM IN RESERVOIRS: THE ROLE OF ABIOTIC FACTORS AND
BIOLOGICAL MECHANISMS OF FORMATION (A REVIEW)

In this review, current perspectives on the role of abiotic factors in the occurrence of cyanobacterial blooms in freshwater ecosystems are summarized. A comparative analysis of global trends and the peculiarities of the formation of this phenomenon in water bodies of Ukraine, in particular in the reservoirs of the Dnieper cascade, is presented. A positive correlation has been established between global climate change (increased air temperature and subsequent water warming) and the growth of cyanobacterial biomass, highlighting the decisive role of the climatic factor in the rising intensity of these processes in the modern period. It has been demonstrated that hydrodynamic factors determine the development of cyanobacteria through both direct mechanisms (changes in flow velocity, mixing, water level fluctuations) and indirect ones (water exchange, stratification, distribution of nutrients and solar radiation), resulting in either inhibitory or stimulatory effects. The significant role of ammonium nitrogen among nutrients in intensifying cyanobacterial development has been identified in the large reservoirs of Ukraine, as well as in water bodies worldwide. At the same time, the role of the nitrogen-to-phosphorus ratio in these processes remains a complex and controversial issue. Special attention is given to the analysis of biological mechanisms that determine the persistence of harmful water blooms. It has been established that cyanobacteria possess a set of morphophysiological adaptations that enable them to function even under conditions of inorganic nitrogen and phosphorus deficiency, limited light availability, and low concentrations of free CO₂. This ensures population stability and prolonged growth. The interrelationship of many factors that cause water blooms makes it difficult to clearly distinguish them and emphasizes the need for further comprehensive research to identify the mechanisms of this phenomenon.

Key words: *water bloom, cyanobacteria, abiotic factors, biological mechanisms, freshwater ecosystems, reservoirs of the Dnipro cascade.*

УДК 581.526.44:504.05:574.5

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

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

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

ЦЕНОЛОГІЧНИЙ АНАЛІЗ ФІТОЕПІФІТОНУ ВОДОЙМ ЗАПОВІДНИХ ТЕРИТОРІЙ МЕГАПОЛІСУ

Структуру угруповань водоростей епіфітону досліджували у Дідорівських ставках Національного природного парку «Голосіївський» методом Браун-Бланке. В результаті проведених досліджень встановлено, що угруповання водоростей епіфітону, що розвиваються на вищих водних рослинах в усіх чотирьох Дідорівських ставках, входять до складу того ж союзу *Cymbello tumidae-Cymbellion cistulae*, а в його межах до тієї ж асоціації *Cocconeo placentalae-Naviculium viridulae*, описаних вперше для Горіховатських ставків, але до різних субасоціацій — *Erithemietosum adnatae* в Дідорівських ставках і *Melosiretosum variantis* в Горіховатських ставках (№ 2, 3 і 4). Аналіз екологічних характеристик діагностичних таксонів виділених субасоціацій, а також результати прямих гідрохімічних вимірювань, а саме менша концентрація неорганічних сполук азоту і фосфору, а також нетоксичних органічних речовин у воді Дідорівських ставків свідчать про їх нижчий трофічний рівень у порівнянні з Горіховатськими ставками, а менша концентрація нафтопродуктів, аніонних синтетичних поверхнево-активних речовин і важких металів — про нижчий ступінь їх забруднення. Зміни у структурі угруповань водоростей епіфітону, що розвиваються на вищих водних рослинах у Дідорівських ставках, в першу чергу, зумовлені зниженням трофічного рівня водойм та зменшенням інтенсивності їх забруднення токсичними речовинами.

Ключові слова: водорості епіфітону, угруповання, метод Браун-Бланке, хімічний склад води, трофічний статус, антропогенне забруднення, Дідорівські ставки, Національний природний парк «Голосіївський».

Ц и т у в а н н я: Шевченко Т.Ф., Клоченко П.Д., Харченко Г.В. Ценологічний аналіз фітоепіфітону водойм заповідних територій мегаполісу. *Гідробіол. журн.* 2026. Т. 62, № 4. С. 19—36.

На сьогодні для характеристики та оцінки екологічного стану водних об'єктів у зв'язку з глобальним впливом на них антропогенного чинника все частіше й ширше застосовують угруповання гідробіонтів. Це обумовлено тим, що структурні та кількісні показники угруповань гідробіонтів більш чутливі до змін комплексу екологічних чинників та мають більшу індикаторну цінність, ніж окремі види [14]. Використання угруповань гідробіонтів та їхніх структурних елементів в якості синбіоіндикаторів дозволяє також диференціювати порушення, які виникають за певних впливів, що дає можливість виділити основні з них та розробити дієві заходи щодо поліпшення екологічного стану водних об'єктів.

З огляду на це вкрай важливим і необхідним завданням сучасної гідроекології є виділення та опис угруповань водоростей, які є первинною ланкою трофічної піраміди різнотипних водних об'єктів. Ці організми досить чутливо і швидко реагують на антропогенне навантаження [1]. Тут особливої уваги заслуговують водорості епіфітону, які розвиваються на вищих водних рослинах різних екологічних груп [9]. Вони ведуть прикріплений спосіб існування та відображають поточний стан водного середовища, а тому можуть виступати надійними індикаторами перебування у водних екосистемах [10, 11]. Варто зазначити, що в цьому відношенні вже здійснені певні напрацювання, зокрема, й українськими дослідниками. Так, застосування методу Браун-Бланке, який широко використовується при ценологічних дослідженнях, дало можливість описати угруповання водоростей епіфітону, що розвиваються в обростанні вищих водних рослин озер м. Києва [17, 20], ставків дендропарку «Олександрія» (м. Біла Церква) [21], Горіховатських ставків Національного природного парку «Голосіївський» (м. Київ) [19] та Канівського водосховища [18], а також зелених нитчастих водоростей у водосховищах Дніпровського каскаду [15]. Зазначений метод також був використаний для характеристики угруповань перифітонних водоростей інших субстратів [13, 16].

Національний природний парк «Голосіївський» (НПП «Голосіївський») — єдиний в Україні національний природний парк, що знаходиться в межах мегаполісу. Він створений у 2007 р. з метою збереження, відтворення та раціонального використання особливо цінних природних комплексів та об'єктів північної частини Лісостепу, а також для поліпшення екологічного стану м. Києва. На території парку знаходиться ціла низка водойм. Більшість із них розташована неподалік різних об'єктів інфраструктури мегаполісу і зазнає посиленого рекреаційного навантаження. Це обумовлює необхідність проведення досліджень для виявлення інформативних синбіоіндикаторів стану водних екосистем вищезазначеного об'єкту природно-заповідного фонду України.

Метою роботи було дослідження структури угруповань водоростей, що розвиваються в обростанні вищих водних рослин у водоймах Дніпровського каскаду НПП «Голосіївський», та класифікація виділених угруповань.

Матеріал і методика досліджень

Дослідження проводили у липні 2019, 2021 і 2022 рр. на території Національного природного парку (НПП) «Голосіївський» (50°22'47" N, 30°30'21" E) у каскаді Дідорівських ставків, які включають чотири водойми. Їхня загальна площа становить 10,3 тис. м² [12]. Глибина ставків коливається від 0,5—1,0 м до 2,5—3,0 м. Живлення водойм здійснюється за рахунок Дідорівського струмка, джерельної води та атмосферних опадів. Карту-схему водойм парку наведено у роботі [8].

Досліджувані ставки відрізняються за ступенем заростання їхньої акваторії вищими водними рослинами. Так, для ставка № 1 (площа 2,8 тис. м²) характерним є слабе заростання водного дзеркала вищими водними рослинами (1—2 %). Вони представлені переважно *Typha latifolia* L. і *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. Варто зазначити, що розріджені угруповання *Ph. australis* зустрічаються як у верхній частині водойми, так і біля обох її берегів, тоді як *T. latifolia* — тільки біля правого берега. Особливістю рослинного покриву ставка № 1 є відсутність занурених рослин.

Для ставка № 2 (площа 1,0 тис. м²) характерною рисою є досить помітна ділянка, що заросла *Typha angustifolia* L. Вона простягається вздовж верхньої частини лівого берега водойми. *Ph. australis* тут представлений невеликими розрідженими заростями на нижній частині лівого берега та біля дамби — зліва і справа від водоскидного колодязя. Варто також відмітити наявність біля лівого берега водойми на ділянці, що розділяє зарості *T. angustifolia* і *Ph. australis*, окремих куртин *Glyceria maxima* (C. Hartm.) Holmb. Серед занурених рослин тут зареєстровані невеликі угруповання *Ceratophyllum demersum* L. і *Myriophyllum spicatum* L. Площа заростання водного дзеркала ставка № 2 гелофітами становить 5—7 % усієї акваторії.

Вздовж більшої частини лівого берега ставка № 3 (площа 2,9 тис. м²) наявна заболочена ділянка, яка заросла вищими водними рослинами (переважно *T. angustifolia*). Площа зазначеної ділянки є досить істотною і становить майже 30 % водного дзеркала ставка. Невеликі куртини *T. angustifolia* можна також зустріти як у верхній частині зазначеної водойми, так і біля дамби поблизу водоскидного колодязя ближче до лівого берега. Саме тут були відмічені і окремі угруповання *C. demersum*. Розріджені та невеликі за площею зарості *Ph. australis* були зареєстровані біля правого берега ставка та на ділянці біля дамби, що розділяє ставки № 3 і 4. У верхній частині водойми відмічений і укорінений з плаваючим на поверхні листям гідрофіт *Trapa natans* L.

Характерною особливістю рослинного покриву ставка № 4 (найбільшого у каскаді з площею 3,6 тис. м²) є наявність вздовж двох третин його правого берега густих заростей *Ph. australis*, що утворюють смугу шириною 3—4 м. У верхній частині водойми, а також в окремих місцях біля лівого берега розкидано куртини *T. angustifolia*, між якими зустрічаються розріджені угруповання *C. demersum*. Біля правого берега ставка спос-

терігаються також окремі куртини *G. maxima* та *Scirpus sylvaticus* L. Площа заростання водного дзеркала гелофітами становить близько 5 % усієї акваторії.

Проби фітоепіфітону відбирали з повітряно-водних рослин: очерету звичайного (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud.), рогозу вузьколистого (*Typha angustifolia* L.), рогозу широколистого (*Typha latifolia* L.), комиша лісового (*Scirpus sylvaticus* L.) та лепешняка великого (*Glyceria maxima* (C. Hartm.) Holmb.), використовуючи загальноприйняті у практиці гідробіологічних досліджень методи [3, 7]. Частину проб продивлялися у живому стані, а інші (об'ємом 50 см³) фіксували 40 %-ним розчином формальдегіду (із кінцевою концентрацією 4 %). Чисельність фітоепіфітону визначали на рахунковій платівці у краплі об'ємом 0,1 см³, відібраної за допомогою штемпель-піпетки. Чисельність та біомасу водоростей епіфітону розраховували на 1 г повітряно-сухої маси рослини-субстрату і виражали відповідно у млн. кл/г і в мг/г.

Латинські назви і обсяг таксонів водоростей наведені у відповідності до класифікаційних систем [22—25]. Екологічні характеристики водоростей-індикаторів наведені згідно [1, 2, 26].

Для оцінки рясності видів використовували модифіковану шкалу Браун-Бланке, де 1 — випадковий вид (<1 % загальної чисельності); 2 — супутній вид (1—5 %); 3 — субдомінант (>5—10 %); 4 — содомінант і 5 — домінант (>10 % загальної чисельності). Трапляння кожного виду розраховували за формулою: $C = n/N \cdot 100$ %, де C — наявність виду в певному блоці описів, n — кількість проб у даному блоці описів, де зустрівся вид, N — загальна кількість проб у даному блоці описів. При оцінці трапляння видів були прийняті наступні класи постійності: I — трапляння виду 1—20 %, II — 21—40 %, III — 41—60 %, IV — 61—80 %, V — 81—100 %. Угруповання водоростей класифікували, використовуючи метод Браун-Бланке. Дані опрацьовували традиційним методом фітоценологічних таблиць, які використовуються при еколого-флористичних дослідженнях [4, 5]. Всього в основу роботи покладено 15 описів. Найменування синтаксонів наведено у відповідності до «Міжнародного кодексу фітосоціологічної номенклатури» [27].

Концентрацію неорганічних сполук азоту і фосфору визначали колориметричним методом, хлоридів — методом Мора, сульфатів — об'ємним методом, а розчинених органічних речовин — за перманганатною та біхроматною окиснюваністю (відповідно ПО і БО) [6]. Величину рН вимірювали за допомогою приладу рН-150 МИ.

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

Результати досліджень

Характеристика досліджуваних ставків за гідрохімічними показниками. Серед багатьох чинників, які обумовлюють якість води природних і штучних водойм, одним із основних є вміст органічних і біогенних речовин. Вони накопичуються у водоймах внаслідок змиву з водозбірної пло-

щі, а також за рахунок атмосферних опадів та внаслідок перебігу внутрішньоводоймних процесів. Суттєвий внесок у формування хімічного складу води можуть вносити і різноманітні стічні води.

Для функціонування будь-якої водойми найважливішими біогенними елементами є азот і фосфор. Отримані дані свідчать, що Дідорівські ставки НПП «Голосіївський» відрізнялись за вмістом неорганічних сполук азоту. Так, у ставках № 1 і 2 середня концентрація амонійного азоту становила відповідно 0,132 та 0,139 мг/дм³, а у ставках № 3 і 4 — 0,098 і 0,060 мг/дм³. Менш помітною була різниця у кількості нітритного азоту — його середня концентрація у досліджених ставках знаходилась в межах 0,004—0,008 мг N/дм³. Щодо нітратного азоту, то його середня концентрація коливалась від 0,020 до 0,077 мг N/дм³ і, на відміну від амонійного азоту, була найбільшою у ставку № 4. В цілому ж варто зазначити, що середня концентрація загального неорганічного азоту була найбільшою у ставку № 2 (табл. 1).

Досить подібним до N_{неорг} у досліджуваних водоймах був і розподіл неорганічного фосфору. Так, найбільші середні значення цього показни-

Таблиця 1

Гідрохімічна характеристика Дідорівських ставок НПП «Голосіївський»

Показники	Ставки			
	№ 1	№ 2	№ 3	№ 4
NH ₄ ⁺ , мг N/дм ³	0,035–1,190	0,078–0,210	0,035–0,140	0,020–0,120
	0,132	0,139	0,098	0,060
NO ₂ ⁻ , мг N/дм ³	0,003–0,012	0,005–0,010	0,002–0,009	0,002–0,007
	0,006	0,008	0,005	0,004
NO ₃ ⁻ , мг N/дм ³	0,010–0,040	0,010–0,060	0,010–0,040	0,010–0,180
	0,029	0,038	0,020	0,077
N _{неорг} , мг/дм ³	0,076–0,233	0,130–0,275	0,048–0,182	0,033–0,227
	0,167	0,199	0,123	0,141
P _{неорг} , мг/дм ³	0,022–0,063	0,032–0,108	0,018–0,097	0,013–0,066
	0,037	0,068	0,053	0,035
Cl ⁻ , мг/дм ³	28,8–33,2	34,6–42,1	38,6–51,0	36,3–53,2
	31,0	38,4	44,8	44,8
SO ₄ ²⁻ , мг/дм ³	23,0–45,6	47,0–57,6	50,0–62,4	53,3–79,2
	34,3	52,3	56,2	66,3
ПО, мг O/дм ³	9,56–10,80	11,60–13,60	9,20–10,80	9,28–10,80
	10,18	12,60	10,00	10,04
БО, мг O/дм ³	16,0–26,0	24,0–34,0	20,0–27,0	20,0–28,0
	21,0	29,0	23,5	24,0
pH	8,31	8,09	8,01	8,27

Примітка. Над рискою — граничні величини; під рискою — середні значення.

ка були характерні теж для ставка № 2, а найменші — для ставка № 4 (див. табл. 1).

Концентрація хлоридів та сульфатів у водоймах також слугує важливим показником якості води, особливо з огляду на те, що підвищений вміст цих неорганічних сполук може свідчити про забруднення водойм господарськими стічними водами. Під час проведених досліджень найвищою середньою концентрацією хлоридів характеризувались ставки № 3 і 4 — 44,8 мг/дм³, тоді як у ставку № 2 вона становила 38,4 мг/дм³, а у ставку № 1 — 31,0 мг/дм³ (див. табл. 1).

Щодо сульфат-іонів, то їхня середня концентрація теж була найбільшою у ставку № 4, а найменшою — у ставку № 1 (відповідно 66,3 і 34,3 мг/дм³) (див. табл. 1).

Відомо, що концентрація легкоокиснюваних органічних сполук у воді оцінюється за величиною так званої перманганатної окиснюваності. У досліджених водоймах вона була майже однаковою у ставках № 1, 3 і 4 і знаходилась в межах 10,00—10,18 мг О/дм³. Незначне підвищення цих значень було зареєстровано у ставку № 2 — 12,60 мг О/дм³ (див. табл. 1).

Аналіз величин біхроматної окиснюваності, які характеризують загальний вміст розчинених органічних речовин, показав, що вони теж були найбільшими у ставку № 2 (29,0 мг О/дм³) і практично однаковими в інших ставках — 21,0, 23,5 і 24,0 мг О/дм³, відповідно у ставках № 1, 3 і 4 (див. табл. 1).

Щодо величини рН води, то у досліджених водних об'єктах її середні значення знаходились у межах 8,01—8,31 (див. табл. 1).

Найбільша концентрація нафтопродуктів серед водойм Дідорівського каскаду зареєстрована у ставку № 1 (0,062 мг/дм³), тоді як в інших ставках вона знаходилась в межах 0,049—0,052 мг/дм³ [8].

Дідорівські ставки також характеризувались певними відмінностями щодо вмісту у їхній воді аніонних синтетичних поверхнево-активних речовин. Так, найбільшу концентрацію зазначених токсикантів визначено у воді ставка № 3 — 0,096 мг/дм³, тоді як в інших ставках вона була дещо меншою — 0,080—0,088 мг/дм³ [8].

Судячи з літературних даних [8], концентрація розчиненої форми заліза у воді Дідорівських ставків знаходилась в межах 18—77 мкг/дм³. Автори зазначають, що найбільшою кількістю цього металу характеризувався ставок № 2.

У водоймах Дідорівського каскаду виявлено також $Mn_{розч.}$. Його кількість при цьому була найвищою у ставку № 1, а в цілому коливалась від 36 до 75 мкг/дм³.

Вода Дідорівських ставків характеризувалась значно меншою концентрацією розчиненої форми міді і цинку порівняно з вищезгаданими металами. Так, для міді вона становила 18,1—25,4 мкг/дм³, а для цинку — 16—23 мкг/дм³.

Щодо свинцю, нікелю і кобальту, то у досліджуваних водоймах їхні концентрації становили: 3,4—6,8, 1,5—3,3 і 1,4—1,9 мкг/дм³, відповідно [8].

Характеристика фітоепіфітону досліджуваних ставків. Використання еколого-флористичного методу дало змогу виділити декілька типів угруповань водоростей епіфітону (синтаксонів), що вегетують у Дідорівських ставках (табл. 2). Нижче наведено їхню характеристику. Проведені дослідження дали змогу виділити союз, який включає угруповання водоростей епіфітону, які розвиваються в обростанні повітряно-водних рослин у Дідорівських ставках НПП «Голосіївський», у складі якого виділено асоціацію та субасоціацію.

Союз *Cymbello tumidae-Cymbellion cistulae* (описи 1—15, табл. 3).

Таблиця 2

Оглядова таблиця синтаксонів фітоепіфітону Дідорівських ставків
Національного природного парку «Голосіївський»

Кількість описів	15
Діагностичні таксони союзу <i>Cymbello tumidae-Cymbellion cistulae</i>	
<i>Encyonema caespitosum</i> Kütz.	V ⁵
<i>Cymbella tumida</i> (Bréb.) Van Heurck	IV ⁵
<i>Cymbella cistula</i> (A. Hempel in A. Hempel et Ehrenb.) Kirchn.	IV ⁵
<i>Gomphonema truncatum</i> Ehrenb.	IV ⁵
<i>Synedra ulna</i> (Nitzsch) Ehrenb.	IV ⁵
<i>Gomphonema gracile</i> Ehrenb.	III ⁵
<i>Planothidium lanceolata</i> (Bréb. in Kütz.) Round et Bukht.	III ⁵
<i>Navicula veneta</i> Kütz.	III ²
<i>Gomphonema augur</i> Ehrenb.	III ³
Діагностичні таксони асоціації <i>Cocconeo placentulae-Naviculetum viridulae</i>	
<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenb.	V ⁵
<i>Navicula viridula</i> Kütz.	III ⁵
<i>Navicula viridula</i> Kütz. var. <i>rostellata</i> (Kütz.) Cleve	III ³
<i>Synedra acus</i> Kütz.	II ³
Діагностичні таксони субасоціації <i>Epithemietosum adnatae</i>	
<i>Epithemia adnata</i> (Kütz.) Bréb.	V ⁵
<i>Gomphonema acuminatum</i> Ehrenb. var. <i>coronatum</i> (Ehrenb.) Rabenh.	IV ³
<i>Amphora veneta</i> Kütz.	IV ⁵
<i>Amphora pediculus</i> (Kütz.) Grunow	IV ⁵
<i>Epithemia sorex</i> Kütz.	IV ⁵
<i>Epithemia turgida</i> (Ehrenb.) Kütz.	III ³

Примітка. Римськими цифрами позначені класи постійності. Надрядкові індекси вказують максимальний бал рясності виду.

Таблиця 3

Асоціація *Cocconeo placentulae-Naviculetum viridulae*

Кількість видів	25	26	27	24	28	26	27	19	21	23	21	24	26	19	21	Const
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	
Номери описів																
Діагностичні таксони союзу <i>Symbello tumidae-Symbellion cistulae</i>																
<i>Encyonema caespitosum</i> Kütz.	3		5	4	3	4	5	2	3	5	2		5	4	3	V
<i>Symbella tumida</i> (Bréb.) Van Heurck	3	2		3	4	5		5		4	4	2		5		IV
<i>Symbella cistula</i> (A. Hempel in A. Hempel et Ehrenb.) Kirchn.	5	5	4		5		4	5	5	4	4	5	2		5	IV
<i>Gomphonema truncatum</i> Ehrenb.	2	3		2	4	5	3	3	2				4		5	IV
<i>Synedra ulna</i> (Nitzsch) Ehrenb.	2		3	5		5		4	2		3	5		4	3	IV
<i>Gomphonema gracile</i> Ehrenb.	2		3		3	3		4		2		4		5		III
<i>Planorhithidium lanceolata</i> (Bréb. in Kütz.) Rorund et Bukht.	2	2		4			5		3		5	2			2	III
<i>Navicula veneta</i> Kütz.		2	2		2		2			2			2	2		III
<i>Gomphonema augur</i> Ehrenb.	2		3		2		2				2		2	2		III
Діагностичні таксони асоціації <i>Cocconeo placentulae-Naviculetum viridulae</i>																
<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenb.	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	V
<i>Navicula viridula</i> Kütz.	2		3	5		2		2	2		2	4			2	III
<i>Navicula viridula</i> Kütz. var. <i>rostellata</i> (Kütz.) Cleve	2	2		2	3		2			2	2		2	2		III

Продовження табл. 3

Кількість видів	25	26	27	24	28	26	27	19	21	23	21	24	26	19	21	Const
	Номери описів	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	
<i>Synedra acus</i> Kütz.			2			2			2			3		2		II
Діагностичні таксони субасоціації <i>Erithemietosum adnatae</i>																
<i>Erithemia adnata</i> (Kütz.) Bréb.	5	5	4	5	5	5	5	3		3	5	5	4	5	5	V
<i>Gomphonema acuminatum</i> Ehrenb. var. <i>cornatum</i> (Ehrenb.) Rabenh.	2	2	2		3	2	2		2	2		2	2	2		IV
<i>Amphora veneta</i> Kütz.	2		2	2		3	5		2			2	2		2	IV
<i>Amphora pediculus</i> (Kütz.) Grunow	2	2		3	2	4	4	2		2	5	3	3	2		IV
<i>Erithemia sores</i> Kütz.		3	4		5	5		5	5	5			5		5	IV
<i>Erithemia turgida</i> (Ehrenb.) Kütz.	2	2		3		3			2		3	2		3		III
Інші таксони																
<i>Melosira varians</i> C. Agardh		2						2			2		2			II
<i>Ctenophora pulchella</i> (Ralfs) Wille et Round.		2		2	2	2										II
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i> (C. Agardh) Lange-Bert.	2		2				2				2					II
<i>Achnanthes hungarica</i> Grunow		2		2	2	2	2		2			2				II
<i>Cocconeis pediculus</i> Ehrenb.						2					2			2	2	II
<i>Navicula capitatoradiata</i> H. Germ.			2		2			2		2		2	2			II
<i>N. cryptocephala</i> Kütz.	2	2		2	2	2			2		2					II

Продовження табл. 3

Кількість видів	25	26	27	24	28	26	27	19	21	23	21	24	26	19	21	Const	
																14	15
Номери описів	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15		
<i>N. cryptotenella</i> Lange-Bert.			2		2		2					2					II
<i>N. tripunctata</i> (O. F. Müll.) Bory	2			2		2				2				2			II
<i>Amphora ovalis</i> Kütz.			2					2		2					2		II
<i>Rhopalodia gibba</i> (Ehrenb.) O. Müll.	2							2	2			2	2	2	2		II
<i>Tetraedron minimum</i> (A. Braun) Hansg.		2		2									2		2		II
<i>Tetraedron triandulare</i> Korschikov							2		2			2		2			II
<i>Acutodesmus acuminatus</i> (Lagerh.) P. Tsarenko	2				2					2			2				II
<i>Acutodesmus pectinatus</i> (Meyen) P. Tsarenko		2						2			2				2		II
<i>Coelastrum pseudomicroporum</i> Korschikov				2		2				2			2				II
<i>Oedogonium</i> sp.	2		2						2			2			2		II
<i>Actinastrum hanthzshii</i> Lagerh.					2			2				2	2	2			II

Примітка. У графах таблиці: римськими цифрами позначені класи постійності, а арабськими – бали рясності за шкалою Браун-Бланке. Види водоростей, постійність яких становила менше 20%, а відносна рясність – менше 1%, у таблиці не наводяться. Локалізація описів: Дідорівський ставок № 1 (1, 2, 3), Дідорівський ставок № 2 (4, 5, 6, 7), Дідорівський ставок № 3 (8, 9, 10, 11), Дідорівський ставок № 4 (12, 13, 14, 15); 1, 2 – 07.2019, 3, 4 – 07.2021, 5 – 07.2022, 6, 7 – 07.2019, 8, 9 – 07.2021, 10, 11 – 07.2022, 12 – 07.2019, 13 – 07.2021, 14, 15 – 07.2022. Лешняк великий *Glyceria maxima* – (4, 7), очерет звичайний *Phragmites australis* – (3, 10, 11, 15), рогіз широколистяний *Typha latifolia* – (1, 2), рогіз вузьколистий *Typha angustifolia* – (5, 6, 8, 9, 12, 13), комиш лісовий *Scirpus sylvaticus* L. – (14).

Екологічні умови. Угрупування водоростей епіфітону, які належать до даного союзу, знайдені в усіх чотирьох Дідорівських ставках НПП «Голосіївський». Середня концентрація амонійного азоту у цих водоймах змінювалась від 0,060 до 0,139 мг N/дм³, нітритів — від 0,004 до 0,008 мг N/дм³, нітратів — від 0,020 до 0,077 мг N/дм³, а загального неорганічного азоту — від 0,123 до 0,199 мг N/дм³. Середня концентрація неорганічного фосфору становила 0,035—0,068 мг/дм³, хлоридів — 31,0—44,8 мг/дм³ та сульфатів — 34,3—66,3 мг/дм³. Концентрація органічних речовин в середньому становила: за ПО — 10,00—12,60 мг O/дм³, а за БО — 21,0—29,0 мг O/дм³ (див. табл. 1).

Структура угруповань. Видове багатство угруповань водоростей, що розвиваються на повітряно-водних рослинах у Дідорівських ставках досить високе. Знайдено 90 видів водоростей, представлених 92 внутрішньовидовими таксонами (включаючи ті, що містять номенклатурний тип виду) з шести відділів. Найбільш різноманітні Bacillariophyta — 50 видів (55,6 % загальної кількості видів) і Chlorophyta — 26 видів (31,2 %). Внесок Euglenophyta (4 види), Charophyta (3 види), Cyanoprokaryota (3 види) та Dinophyta (2 види) був значно нижчим і в сумі становив 13,2 %. Середня кількість видів в окремих угрупованнях невисока — 24.

Кількісні показники розвитку епіфітних водоростей даної субасоціації на повітряно-водних рослинах Дідорівських ставків досить високі: середні значення чисельності і біомаси становили відповідно 0,743 млн. кл/г і 1,15 мг/г повітряно-сухої маси рослини-субстрату. За чисельністю найчастіше переважали діатомові водорості, їхній внесок у загальну чисельність фітоепіфітону в середньому становив 82,7 %. Зелені водорості домінували лише зрідка, їхня частка в загальній чисельності в середньому становила 73,2%. За біомасою переважали діатомові водорості (94,8%).

До складу домінантів входили *Symbella tumida* (Bréb.) Van Heurck, *Symbella cistula* (A. Hempel in A. Hempel et Ehrenb.) Kirchn., *Gomphonema truncatum* Ehrenb., *Synedra ulna* (Nitzsch) Ehrenb., *Encyonema caespitosum* Kütz., *Gomphonema gracile* Ehrenb., *Planothidium lanceolata* (Bréb. in Kütz.) Round et Bukht., *Cocconeis placentula* Ehrenb., *Navicula viridula* Kütz., *Epithemia adnata* (Kütz.) Bréb., *Epithemia sores* Kütz., *Amphora pediculus* (Kütz.) Grunow, *Amphora veneta* Kütz.

Екологічні характеристики діагностичних таксонів. Усі діагностичні таксони даного союзу є індикаторами умов навколишнього середовища. За приуроченістю до місцезростання знайдені лише бентосні організми. Серед видів — індикаторів рН середовища найбільшою кількістю представлені алкаліфіли (88 %). Серед індикаторів солоності води переважали індиферентні організми (83 %). Серед показників трофічного рівня найбільшим був внесок представників мезо-евтрофних (38 %) і евтрофних (38 %) вод. Серед видів — індикаторів органічного забруднення найбільшою кількістю представлені бета-мезосапробні організми (45 %). Внесок α -мезосапробіонтів становив 22 %, оліго-сапробіонтів — 22 % і α -мезо- ρ -сапробіонтів — 11 %. По відношенню до типу живлення та кількості азотовмісних органічних сполук у воді найбільшою кількістю

видів представлені автотрофи, які витримують лише низькі концентрації азотовмісних органічних сполук (71 %). Друге місце належало автотрофам, які витримують підвищені концентрації азотовмісних органічних сполук у воді (29 %) (табл. 4).

Діагностичні таксони: *Encyonema caespitosum* Kütz., *Cymbella tumida* (Bréb.) Van Heurck, *Cymbella cistula* (A. Hempel in A. Hempel et Ehrenb.) Kirchn., *Gomphonema truncatum* Ehrenb., *Synedra ulna* (Nitzsch) Ehrenb., *Gomphonema gracile* Ehrenb., *Planothidium lanceolata* (Bréb. in Kütz.) Round et Bukht., *Navicula veneta* Kütz., *Gomphonema augur* Ehrenb.

Номенклатурний тип: опис 5, табл. 3, Дідорівський ставок № 2, в обростанні рогаз вужьколистого *Typha angustifolia* L.

Таблиця 4

**Екологічні характеристики діагностичних таксонів водоростей епіфітону
Дідорівських ставків**

Види	H	pH	Hb	N	S	Tr
<i>Encyonema caespitosum</i> Kütz.	B				α	oe
<i>Cymbella tumida</i> (Bréb.) Van Heurck	B	alf	i	ats	o	me
<i>Cymbella cistula</i> (A. Hempel in A. Hempel et Ehrenb.) Kirchn.	B	alf		ats	β	e
<i>Gomphonema truncatum</i> Ehrenb.	B	alf		ats	β	me
<i>Synedra ulna</i> (Nitzsch) Ehrenb.	B	alf	i		β	
<i>Gomphonema gracile</i> Ehrenb.	B	ind	i	ats	o	m
<i>Planothidium lanceolata</i> (Bréb. in Kütz.) Round et Bukht.	B	alf	i	ate	α	e
<i>Navicula veneta</i> Kütz.	B	alf	hl	ate	α-p	e
<i>Gomphonema augur</i> Ehrenb.	B	alf	i	ats	β	me
<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenb.	B	alf	i	ate	β	e
<i>Navicula viridula</i> Kütz.	B	alf	i	ate	α	e
<i>Navicula viridula</i> Kütz. var. <i>rostellata</i> (Kütz.) Cleve	B	alf	i	ate	β	e
<i>Synedra acus</i> Kütz.	P-B	alb			β	
<i>Epithemia adnata</i> (Kütz.) Bréb.	B	alb	i	ats	β	m-e
<i>Gomphonema acuminatum</i> Ehrenb. var. <i>coronatum</i> (Ehrenb.) Rabenh.	B	ind	i		β	
<i>Amphora pediculus</i> (Kütz.) Grunow	B	alf	i	ate	β	e
<i>Amphora veneta</i> Kütz.	B	alb	i	ate	α-p	e
<i>Epithemia sorex</i> Kütz.	B	alb	i	ats	β	e
<i>Epithemia turgida</i> (Ehrenb.) Kütz.	B	alb	i	ats	β	m-e

П р и м і т к а. H — місцезростання, Hb — відношення до солоності води, N — відношення до концентрації азотовмісних органічних сполук, S — сапробність, Tr — трофність [1, 2, 26].

Асоціація *Cocconeo placentulae-Naviculetum viridulae* (описи 1—15, табл. 3).

Екологічні умови. Угрупування водоростей епіфітону, які належать до даної асоціації, знайдені в усіх чотирьох Дідорівських ставках.

Екологічні характеристики діагностичних таксонів. Усі чотири діагностичні таксони даної асоціації є індикаторами умов навколишнього середовища (див. табл. 4). За приуроченістю до місцезростання вони належать переважно до бентосних організмів (75%). Лише *Synedra acus* Kütz. відноситься до планктонно-бентосних організмів. По відношенню до рН діагностичні таксони даної асоціації є переважно алкаліфілами (75 %) і лише *Synedra acus* належить до алкалібіонтів. Серед індикаторів солоності води знайдені лише індиферентні організми. Діагностичні таксони даної асоціації також є індикаторами забруднення води органічними речовинами. Більшість з них (75 %) належить до β -мезосапробіонтів, і лише *Navicula viridula* — до α -мезосапробіонтів. Серед показників трофічного рівня водойм знайдені лише представники евтрофних вод. По відношенню до типу живлення та кількості азотовмісних органічних сполук у воді знайдені лише організми, які належать до автотрофів, які витримують підвищені концентрації азотовмісних органічних сполук у воді.

Діагностичні таксони: *Cocconeis placentula* Ehrenb., *Navicula viridula* (Kütz.) Ehrenb., *Navicula viridula* Kütz. var. *rostellata* (Kütz.) Cleve, *Synedra acus* Kütz.

Номенклатурний тип: опис 4, табл. 3, Дідорівський ставок № 2, в обростанні лепешняка великого *Glyceria maxima*.

Субасоціація *Erithemietosum adnatae subass. nova* (описи 1—15, табл. 3).

Екологічні умови. Угрупування водоростей епіфітону, які належать до даної субасоціації, знайдені в усіх чотирьох Дідорівських ставках.

Екологічні характеристики діагностичних таксонів. Усі шість діагностичних таксонів даної субасоціації є індикаторами умов навколишнього середовища (див. табл. 4). За приуроченістю до місцезростання вони відносяться до бентосних організмів. По відношенню до рН переважають алкалібіонти (67%). *Gomphonema acuminatum* var. *coronatum* є індиферентним організмом, а *Amphora pediculus* відноситься до алкаліфілів. Серед індикаторів солоності води знайдені лише індиферентні організми. Діагностичні таксони даної субасоціації також є індикаторами забруднення води органічними речовинами. Всі вони належать до β -мезосапробіонтів (83 %) і лише *Amphora veneta* — до α -мезо-р-сапробіонтів (17 %). Серед показників трофічного рівня водойм знайдені представники евтрофних (60%) та мезо-евтрофних вод (40%). По відношенню до типу живлення та кількості азотовмісних органічних сполук у воді найбільшою кількістю видів представлені автотрофи, які витримують лише низькі концентрації азотовмісних органічних сполук (60 %). Друге місце належало автотрофам, які витримують підвищені концентрації азотовмісних органічних сполук у воді (40 %) (див. табл. 4).

Діагностичні таксони: *Epithemia adnata* (Kütz.) Bréb., *Gomphonema acuminatum* Ehrenb. var. *coronatum* (Ehrenb.) Rabenh., *Amphora veneta* Kütz., *Amphora pediculus* (Kütz.) Grunow, *Epithemia sorex* Kütz., *Epithemia turgida* (Ehrenb.) Kütz.

Номенклатурний тип: опис 2, табл. 3, Дідорівський ставок № 1, в обростанні рогозу широколистого *Typha latifolia*.

Обговорення результатів досліджень

Результати проведених досліджень показали, що угруповання водоростей епіфітону, що розвиваються на вищих водних рослинах в усіх чотирьох Дідорівських ставках (як і у Горіховатських ставках, розташованих у НПП «Голосіївський») [19], входять до складу союзу *Symbello tumidae*-*Symbellion cistulae*. Цей синтаксон діагностується видами діатомових водоростей родів *Encyonema* Kütz., *Symbella* C. Agardh, *Gomphonema* (C. Agardh) Ehrenb., *Synedra* Ehrenb., *Navicula* Bory та *Planothidium* Round et Bukht. За своїми екологічними характеристиками — це бентосні організми, переважно алкаліфіли по відношенню до рН, індіферентні організми по відношенню до солоності води, представники переважно мезо-евтрофних та евтрофних вод, переважно β -мезосапробіонти та автотрофи, які витримують лише низькі концентрації азотовмісних органічних сполук.

Угруповання водоростей епіфітону, знайдені у Дідорівських ставках, в межах виділеного союзу відносяться до асоціації *Cocconeo placentulae*-*Naviculetum viridulae*, описаної для 2-го, 3-го і 4-го Горіховатських ставків НПП «Голосіївський» [19]. Спільними діагностичними таксонами даної асоціації в обох системах ставків є *Cocconeis placentula* Ehrenb., *Navicula viridula* Kütz. та *Synedra acus* Kütz.

Проте є і відмінності. У Горіховатських ставках до складу діагностичних таксонів асоціації *Cocconeo placentulae*-*Naviculetum viridulae* входили також *Melosira varians* C. Agardh і *Closterium leiblenii* (Kütz.) ex Ralfs, частота трапляння яких у Дідорівських ставках була низькою. Це дає підстави виділити в межах даної асоціації окремий синтаксон — субасоціацію *Melosiretosum variantis*, діагностичними видами якої є *Melosira varians* і *Closterium leiblenii*. Угруповання водоростей даної субасоціації зустрічаються у 2-му, 3-му і 4-му Горіховатських ставках.

В той же час у Дідорівських ставках з високою частотою зустрічались види родів *Epithemia* Bréb. (*E. adnata*, *E. sorex* та *E. turgida*) та *Amphora* Ehrenb. (*A. veneta* і *A. pediculus*), а також *Gomphonema acuminatum* Ehrenb. var. *coronatum* (Ehrenb.) Rabenh., частота трапляння яких у Горіховатських ставках була низькою, що дало підстави виділити ці угруповання в межах даної асоціації в окремий синтаксон — субасоціацію *Epithemietosum adnatae*.

Варто зазначити, що виділені субасоціації відрізняються не тільки за складом діагностичних таксонів, а й за їхніми екологічними характеристиками. Так, у Горіховатських ставках діагностичні таксони субасоціації *Melosiretosum variantis* (*Melosira varians* і *Closterium leiblenii*) відносяться

до α -мезосапробіонтів і є представниками евтрофних вод, а *Melosira varians* по відношенню до типу живлення та кількості азотовмісних органічних сполук у воді належить до факультативно гетеротрофних організмів, яким необхідне періодичне підвищення концентрації азотовмісних органічних сполук у воді.

В той же час у Дідорівських ставках діагностичні таксони субасоціації *Epithemietosum adnatae* належать переважно до β -мезосапробіонтів (83 %). Серед показників трофічного рівня водойм знайдені представники евтрофних (60%) та мезо-евтрофних вод (40%). По відношенню до типу живлення та кількості азотовмісних органічних сполук у воді найбільшою кількістю видів представлені автотрофи, які витримують лише низькі концентрації азотовмісних органічних сполук (60 %). Друге місце належить автотрофам, які витримують підвищені концентрації азотовмісних органічних сполук у воді (40 %).

Аналіз екологічних характеристик діагностичних таксонів виділених субасоціацій свідчить про нижчий трофічний рівень Дідорівських ставків у порівнянні з Горіховатськими ставками.

Такий же висновок можна зробити і в результаті порівняльного аналізу хімічного складу води у Горіховатських і Дідорівських ставках. Встановлено, що Дідорівські ставки характеризувалися нижчою концентрацією неорганічних та органічних речовин порівняно з Горіховатськими ставками [19]. Так, середня концентрація загального неорганічного азоту була нижчою в 1,2 раза, зокрема, NH_4^+ — в 1,5 раза, загального неорганічного фосфору — у 2,8 раза, хлоридів — у 3,8 раза, нетоксичних органічних речовин (за БО) — у 2,1 раза. Набагато нижчою була і концентрація забруднюючих речовин: нафтопродуктів — у 1,5 рази, аніонних синтетичних поверхнево-активних речовин — 1,1 раза і важких металів, зокрема міді — у 2,2 раза, цинку — у 2,9 раза, заліза — у 1,4 раза, мангану — у 1,4 раза і свинцю — у 1,1 раза [8].

Таким чином, менша концентрація неорганічних сполук азоту і фосфору, а також нетоксичних органічних речовин у воді Дідорівських ставків може свідчити про нижчий рівень їх трофності порівняно з Горіховатськими ставками, а нижча концентрація нафтопродуктів, аніонних синтетичних поверхнево-активних речовин і важких металів — про нижчу інтенсивність їх забруднення.

Заклучення

В результаті проведених досліджень встановлено, що угруповання водоростей епіфітону, що розвиваються на вищих водних рослинах в усіх чотирьох Дідорівських ставках, входять до складу союзу *Symbello tumidae-Symbellion cistulae*, асоціації *Cocconeo placentulae-Naviculetum viridulae* та субасоціації *Epithemietosum adnatae*.

Синтаксономія угруповань водоростей епіфітону, виділених у Дідорівських ставках НПП «Голосіївський», має наступний вигляд:

Союз *Symbello tumidae-Symbellion cistulae*

Ас. *Cocconeo placentulae-Naviculetum viridulae*

Субас. *Epithemietosum adnatae* subass. nova

У порівнянні з Горіховатськими ставками НПП «Голосіївський» угруповання водоростей епіфітону, що розвиваються на вищих водних рослинах в Дідорівських ставках, входять до складу того ж союзу, а в його межах до тієї ж асоціації, описаних вперше для Горіховатських ставків, але до різних субасоціацій — *Epithemietosum adnatae* в Дідорівських ставках і *Melosiretosum variantis* в Горіховатських ставках (№ 2, 3 і 4). Виділені субасоціації відрізняються не тільки за складом діагностичних таксонів, а й за їхніми екологічними характеристиками.

Аналіз екологічних характеристик діагностичних таксонів виділених субасоціацій, а також результати прямих гідрохімічних вимірювань, а саме менша концентрація неорганічних сполук азоту і фосфору, а також нетоксичних органічних речовин у воді Дідорівських ставків свідчать про їх нижчий трофічний рівень у порівнянні з Горіховатськими ставками, а менша концентрація нафтопродуктів, аніонних синтетичних поверхнево-активних речовин і важких металів — про нижчий рівень їх забруднення.

Таким чином, можна стверджувати, що зміни у структурі угруповань водоростей епіфітону, що розвиваються на вищих водних рослинах у Дідорівських ставках, в першу чергу, зумовлені зниженням трофічного рівня водойм та зменшенням інтенсивності їх забруднення нафтопродуктами, аніонними синтетичними поверхнево-активними речовинами і важкими металами.

Список використаної літератури

1. Барінова С.С., Медведева Л.А., Анисимова О.В. Биоразнообразие водорослей-индикаторов окружающей среды. Тель-Авив: Pilies Studio, 2006. 498 с.
2. Водоросли. Справочник. Киев: Наук. думка, 1989. 608 с.
3. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / За ред. В.Д. Романенка. НАН України. Ін-т гідробіології. Київ: Логос, 2006. 408 с.
4. Миркин Б.М., Наумова Л.Г., Соломещ А.И. Современная наука о растительности: Учебник. Москва: Логос, 2001. 264 с.
5. Миркин Б.М., Розенберг Г.С., Наумова Л.Г. Словарь понятий и терминов современной фитоценологии. Москва: Наука, 1989. 223 с.
6. Руководство по химическому анализу поверхностных вод суши / Под ред. А.Д. Семенова. Ленинград: Гидрометеиздат, 1977. 542 с.
7. Топачевский А.В., Масюк Н.П. Пресноводные водоросли Украинской ССР: учебное пособие. Киев: Вища шк., 1984. 334 с.
8. Gorbatiuk L.O., Pasichna O.O., Klochenko P.D. et al. Content of pollutants and their potential toxicity in the water bodies of the “Golosiivsky” National Nature Park (Ukraine). *Hydrobiol. J.* 2025. Vol. 61, N 2. P. 61—74.
9. Klochenko P.D., Shevchenko T.F. Phytoepiphyton of macrophytes of various ecological groups of the Kiev Reservoir. *Ibid.* 2016. Vol. 52, N 6. P. 3—16.
10. Klochenko P.D., Shevchenko T.F. Epiphyton as bioindicator of the state of the upper-cascade Dnieper reservoirs. *Ibid.* 2019. Vol. 55, N 4. P. 26—37.
11. Klochenko P.D., Shevchenko T.F., Gorbunova Z.N. Phytoepiphyton as indicator of the state of water bodies of the “Golosiivsky” National Nature Park (Ukraine). *Ibid.* 2022. Vol. 58, N 4. P. 30—41.

12. Klochenko P.D., Tsarenko P.M., Ivanova I.Yu. Peculiarities of phytoplankton species composition in water bodies of the Goloseyevo National Natural Park (Kiev). *Ibid.* 2010. Vol. 46, N 3. P. 36—44.
13. Mucina L., Bültmann H., Dierßen K. et al. Vegetation of Europe: hierarchical floristic classification system of vascular plant, bryophyte, lichen, and algal communities. *Appl. Vegetation Sci.* 2016. Vol. 19, Suppl. 1. P. 3—264.
14. Oksiyuk O.P., Davydov O.A. Sanitary hydrobiology in present. Main provisions, methodology tasks. *Hydrobiol. J.* 2013. Vol. 49, N 2. P. 45—56.
15. Shevchenko T.F. Cenological analysis of phytoepiphyton of green filamentous algae of the reservoirs of the Dnieper Cascade. *Ibid.* 2011. Vol. 47, N 6. P. 3—14.
16. Shevchenko T.F. Thermophilous communities of periphyton algae in the cooling ponds of thermal and nuclear power stations of Ukraine. *Ibid.* 2012. Vol. 48, N 5. P. 31—45.
17. Shevchenko T.F., Kharchenko G.V., Klochenko P.D. Cenological analysis of phytoepiphyton of water bodies of Kiev. *Ibid.* 2010. Vol. 46, N 1. P. 41—55.
18. Shevchenko T.F., Klochenko P.D., Batog S.V. Coenological analysis of phytoepiphyton of the cascade plain Kanev Reservoir (Ukraine). *Ibid.* 2020. Vol. 56, N 6. P. 42—61.
19. Shevchenko T.F., Klochenko P.D., Kharchenko G.V. Epiphyton algae communities under conditions of complex anthropogenic pollution of water bodies. *Ibid.* 2026. Vol. 62, N 2. P. 3—23.
20. Shevchenko T.F., Klochenko P.D., Kharchenko G.V., Gorbunova Z.N. Phytoepiphyton of megalopolis lakes under conditions of anthropogenic influence. *Ibid.* 2021. Vol. 57, N 4. P. 48—63.
21. Shevchenko T.F., Klochenko P.D., Kharchenko G.V., Gorbunova Z.N. Structure of the communities of epiphyton algae in the water bodies differing in the level of contamination. *Ibid.* 2023. Vol. 59, N 5. P. 41—63.
22. Tsarenko P.M., Wasser S.P., Nevo E. Algae of Ukraine: diversity, nomenclature, taxonomy, ecology and geography. Cyanoprokaryota, Euglenophyta, Chrysophyta, Xanthophyta, Raphidophyta, Phaeophyta, Dinophyta, Cryptophyta, Glaucocystophyta, Rhodophyta. (Vol. 1). Ruggell: Gantner Verlag, 2006. 713 p.
23. Tsarenko P.M., Wasser S.P., Nevo E. Algae of Ukraine: diversity, nomenclature, taxonomy, ecology and geography. Bacillariophyta. (Vol. 2). Ruggell: Gantner Verlag, 2009. 413 p.
24. Tsarenko P.M., Wasser S.P., Nevo E. Algae of Ukraine: diversity, nomenclature, taxonomy, ecology and geography. Chlorophyta. (Vol. 3). Ruggell: Gantner Verlag, 2011. 511 p.
25. Tsarenko P.M., Wasser S.P., Nevo E. Algae of Ukraine: diversity, nomenclature, taxonomy, ecology and geography. Charophyta. (Vol. 4). Ruggell: Gantner Verlag, 2014. 703 p.
26. Van Dam H., Mertens A., Sinkeldam J. A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands. *Neth. J. Aquat. Ecol.* 1994. Vol. 28. P. 117—133.
27. Weber H.E., Moravec J.G., Theurillat J.-P. International code of phytosociological nomenclature. 3-d edition. *J. Vegetation Sci.* 2000. Vol. 11. P. 739—768.

Надійшла 10.01.2026

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

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

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

CENOLOGICAL ANALYSIS OF PHYTOEPIPHYTON OF WATER BODIES OF THE MEGAPOLIS RESERVED TERRITORIES

The structure of epiphyton algae communities was studied in the Didorivka ponds of the Golosiyivsky National Nature Park using the Braun-Blanquet method. As a result of the performed investigations, it has been found that the communities of epiphyton algae occurring on higher aquatic plants in all four Didorivka ponds can be assigned to the same union *Cymbello tumidae-Cymbellion cistulae* and to the same association *Cocconeo placentulae-Naviculetum viridulae* described for the first time for the Gorikhovatka ponds of the Golosiyivsky National Nature Park, but to different subassociations — *Epithemietosum adnatae* in the Didorivka ponds and *Melosiretosum variantis* in the Gorikhovatka ponds (N 2, 3, and 4). Analysis of the ecological characteristics of diagnostic taxa of the subassociations, as well as the results of direct hydrochemical measurements, namely the lower concentration of inorganic nitrogen and phosphorus compounds and non-toxic organic substances in the water of the Didorivka ponds, indicate their lower trophic level compared to the Gorikhovatka ponds, and a lower concentration of petroleum products, anionic synthetic surfactants, and heavy metals indicates a lower intensity of their pollution. Changes in the structure of epiphyton algae communities occurring on higher aquatic plants in the Didorivka ponds are primarily due to a decrease in the trophic level of water bodies and a decrease in the intensity of their pollution by toxic substances.

Keywords: *epiphyton algae, communities, the Braun-Blanquet method, water chemical composition, trophic status, anthropogenic pollution, the Didorivka ponds, the Golosiyivsky National Nature Park.*

УДК 574.586:574.63:627.81

І.О. МОРОЗОВСЬКА, к. б. н., в. о. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: miris_ka@ukr.net
ORCID 0000-0003-1795-7485

О.О. ПРОТАСОВ, д. б. н., проф., пров. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: labtech-hb@ukr.net
ORCID 0000-0002-0204-2007

ЗООПЕРИФІТОН У ГЕТЕРОГЕННИХ УМОВАХ ТЕХНОГЕННИХ ТА ПРИРОДНИХ БІОТОПІВ У ВОДОЙМІ-ОХОЛОДЖУВАЧІ ЕНЕРГЕТИЧНОЇ СТАНЦІЇ

Наведено результати досліджень зооперифітону на техногенних та природних субстратах по периметру водойми-охолоджувача енергетичної станції. Знайдено 24 нижчих ідентифікованих таксони (НІТ) безхребетних, більшість з яких були рухливими формами. Аналіз подібності складу зооперифітону показав, що в досить однорідних за якістю субстрату біотопах (бетонне облицювання греблі) подібність між населенням безхребетних на станціях була меншою, ніж в літоральній зоні, де перифітон був локалізований як на природному рослинному, так і на антропогенних субстратах. Закономірної зміни рясності на різних субстратах не було виявлено, найбільша біомаса була відмічена як на техногенних (97 г/м²), так і на природних субстратах (77 г/м²). Зроблено висновок, що для зооперифітону даної технічної водойми, біотопи якої в першому наближенні можуть бути представлені двома типами: бетонне облицювання греблі та літоралі, що заросла гелофітами (рогоз та очерет), притаманна мозаїчна структура, яка є більш складною ніж макроструктура біотопів.

Ключові слова: зооперифітон, водойма-охолоджувач, енергетична станція, екологічний континуум, біотопи перифітону.

Перифітон, як специфічна екологічна група гідробіонтів, відіграє важливу і різноманітну роль у водних екосистемах. До його угруповань входять як прикріплені, так і рухливі форми. Організми перифітону населяють практично всі тверді субстрати, що потрапляють у воду [5, 11, 15]. Угруповання перифітону впливають на важливі показники водного сере-

Ц и т у в а н н я: Морозовська І.О., Протасов О.О. Зооперифітон у гетерогенних умовах техногенних та природних біотопів у водоймі-охолоджувачі енергетичної станції. *Гідробіол. журн.* 2026. Т. 62, № 4. С. 37—49.

довища [12, 13]. Існує концепція щодо формування перифітонних угруповань виключно мікроформами [15], але слід зазначити, що всі угруповання перифітону на перших етапах формуються внаслідок колонізації субстратів мікроформами (водорості, ювенільні стадії окремих безхребетних та їхні личинки, флотобласти мохуваток, гемули губок та ін.). Далі відбувається їх ріст та накопичення біомаси до певного, часом дуже значного рівня. Перифітон у технічних водоймах має характерну просторову неоднорідність (або, навпаки — однорідність), пов'язану з розподілом і якістю твердих субстратів, як природних (макрофіти, залишки дерев, мушлі моллюсків), так і техногенних (технічні споруди, облицювання дамб тощо) [1]. У водоймах-охолоджувачах є велика кількість твердих субстратів у вигляді облицювань берегоукріплення, дамб, споруд водозабору та водовипуску. Особливістю біотопів, у яких розвиваються організми перифітону, є їхня просторова складність. За своїми характеристиками техногенні та природні біотопи значною мірою розрізняються. Бетонні облицювання берегоукріплення, дамб та гідроспоруд являють собою досить рівні поверхні на великих площах, тоді як кам'яні відсіпання характеризуються великою біотопічною складністю [4, 9]. Водні макрофіти мають досить складну структуру своєї поверхні, що заселяється організмами перифітону [8]. До того ж у заростях макрофітів ця первинна складність субстрату ще підвищується через просторову складність самих заростей. Отже, можна висловити гіпотезу, що перифітон на однорідних техногенних субстратах може суттєво відрізнитись від перифітону в літоральній зоні з макрофітами.

Дослідження, проведені на даній водоймі-охолоджувачі у попередні роки [7, 9], показали, що на антропогенних субстратах (бетонні облицювання греблі та укосів підвідного каналу) на малих глибинах, до 0,5 м, угруповання зооперифітону мали досить однорідний характер, переважали рухливі форми [7]. Після вселення у водойму *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771) [6, 7] сформувала рясні угруповання, що мали досить велику біомасу на технічних спорудах (гребля, укоси підвідного каналу) на глибинах більше 3 м. Дослідженням саме угруповань дрейсени, як фактора біоперешкод, приділялась найбільша увага, тоді як епіфітон — перифітон на вищих водних рослинах, та епіхолон — обростання бетону, металу та інших антропогенних субстратів, у прибережжі на малих глибинах вивчались спорадично. На досить однорідному бетонному субстраті формувались досить континуальні угруповання. Можна було очікувати, що і на малих глибинах на такому ж субстраті, на відміну від неоднорідних біотопів на літоралі, будуть формуватися однорідні біотичні угруповання, тобто буде певна відповідність біотичних показників континуальності біотопів.

Мета даної роботи полягала у з'ясуванні особливостей просторової структури перифітонних угруповань безхребетних в умовах різної біотопічної гетерогенності на прибережних мілководних ділянках водойми-охолоджувача енергетичної станції.

Матеріал і методика досліджень

Дослідження перифітону проводили на одній з водойм-охолоджувачів (ВО) енергетичної станції у північно-західній частині України. Площа ВО становить близько 20 км² [9]. У вересні 2021 р. було досліджено зооперифітон у прибережній акваторії по всьому периметру ВО. Проби відбирали у техногенних біотопах — гребля (субстрат — бетон), дамба р. Гнилий Ріг (субстрат — каміння), плаваючі понтони (субстрат — метал) та в природних біотопах (субстрат — вищі водні рослини).

Проби відбирали на станціях у напрямку від східного краю греблі до її західного краю, а далі по периметру водойми по всій літоральній зоні до південного і східного районів, а потім до східного краю греблі. Вимірювання відстані між станціями на мапах Google проводили від початку греблі. Довжина берегової лінії становила 26 км, при цьому, близько 7 км берегової смуги у північній частині — це гребля, облицьована бетоном, на решті берегової смуги переважали мілководні ділянки з заростями вищих водних рослин (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. та *Typha angustifolia* L.). Відбір гідробіологічних проб проводили шкребком із субстратів: бетон, каміння, метал. Також відбирали проби з поверхні стебел вищих водних рослин (фрагменти стебел очерету та рогозу фіксували разом з організмами перифітону) з глибини 0—0,4 м. Усі проби фіксували 4 %-ним розчином формальдегіду. Кількісні показники перераховували на 1 м² субстрату [2]. Загалом по периметру ВО було обстежено 10 станцій, на станціях 4 та 8 було досліджено два різних субстрати (табл. 1).

При описі таксономічного складу використовували термін НІТ — нижчий ідентифікований таксон. Подібність таксономічного складу оцінювали за коефіцієнтом Серенсена та за методом Смірнова [3]. Значення коефіцієнта подібності Серенсена 0,7 і більше вважали значущими, 0,5—0,6 — середніми, 0,3—0,4 — низькими.

Виділення угруповань проводили за складом домінуючого комплексу з урахуванням того, що показник дихання Дж/м²-год для одного чи групи домінуючих видів мав 50 або більше відсотків. Середні показники наведені з урахуванням стандартного відхилення.

Результати досліджень та їх обговорення

Таксономічне багатство перифітону мілководь складало 24 НІТ з 10 груп. Щодо характеристики рухливого та седентарного способу життя знайдені організми можуть бути розділені на дві групи: два види дрейсенід — *D. polymorpha* та *D. bugensis* (Andrusov, 1897) та гідри віднесено до седентарних форм, інші (21 НІТ або 87 % від загального списку НІТ) — до рухливих форм.

Кількість НІТ на станції коливалася від двох на південному відкритому мілководді (ст. 6, субстрат — рогіз) до 12 на західному відкритому мілководді (ст. 5, субстрат — очерет), питоме багатство НІТ на різних субстратах складало 7 НІТ/станцію. Чітких закономірних змін кількості НІТ по станціях (розташовані по ходу відбору проб та вимірювання відста-

Таблиця 1

Характеристика станцій дослідження зооперифітону водойми-охолоджувача

Станції	№ станції	Відстань по берегу від початку греблі, км	Глибина, м	Температура, °С	Субстрати, особливості біотопів
Гребля, насосна станція підкачки води до ВО	1	1,0	0—0,16	25,8	Вертикальна стіна технічної споруди, бетон
Гребля, середина	2	3,8	0,1—0,2	25,2	Бетон, укіс греблі
Гребля, західна частина	3	6,0	0,1—0,2	24,9	Бетон, укіс
Західне відкрите мілководдя	4.1	7,8	0,4	24,6	Очерет
	4.2		0,4	24,6	Рогіз
Західне відкрите мілководдя	5	12,1	0,2	27,8	Очерет
Південне відкрите мілководдя	6	16,3	0,2	26,6	Рогіз
Дамба р. Гнилий Ріг з боку ВО	7	17,0	0,1—0,2	24,6	Каміння
Південне відкрите мілководдя	8.1	18,6	0,1—0,15	27,8	Каміння
	8.2		0,4	27,8	Очерет
Вихід скидного каналу	9	21,2	0—0,13	25,4	Метал
Східне відкрите мілководдя	10	25,2	0,2	26,4	Очерет

ней), по районах чи субстратах не виявлено (рис. 1), проте, за винятком ст. 5, можна вказати на тенденцію зниження багатства від ст. 1 та 2 до ст. 6 (північний район), а потім його підвищення.

Оцінка таксономічної подібності. Аналіз матриці показав невелику подібність між всіма станціями, в середньому коефіцієнт Серенсена по всій матриці складав $0,41 \pm 0,03$. Для більшості станцій кількість зв'язків була досить невелика (рис. 2). Високі значення коефіцієнта подібності ($0,70—0,75$, в середньому $0,72 \pm 0,03$) відмічено тільки між трьома парами станцій (4.1—7; 5—8.1; 3—8.1). Середні значення ($0,60 \pm 0,06$) відмічено між чотирма парами станцій (1—2; 2—3; 3—9; 4.2—7). Між трьома парами станцій: 2—6; 3—4.1; 4.2—10 відмічено слабкі зв'язки (в середньому

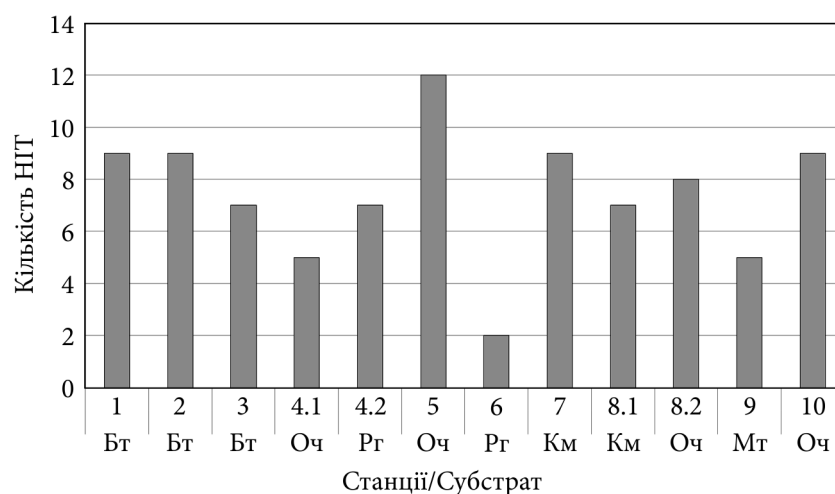


Рис. 1. Розподіл НІТ-багатства зооперифітону на станціях ВО (субстрати: Бт — бетон; Оч — очерет; Рг — рогіз; Км — каміння; Мт — метал). Розташування та позначки станцій наведені у таблиці 1

0,41±0,10). Отже, можна стверджувати, що за подібністю складу зооперифітон був далекий від континууму першого роду [17].

Частота трапляння окремих НІТ. З найбільшою частотою (більше 60 %) траплялись три НІТ: *Nais pardalis* Piguët, 1906 — 92 %, *Cricotopus silvestris* Fabricius, 1794 — 85 % та *Rheotanytarsus exiguus* (Johannsen, 1905) — 62 %. Частка інших видів становила 87 % від їхньої загальної кількості, тобто склад перифітону мав певну оригінальність на окремих станціях.

Аналіз подібності складу перифітону за методом таксономічного аналізу Смірнова показав, що найбільшими значеннями оригінальності (t_{xx} що є більше 100) характеризувався перифітон на ст. 10 (східне відкрите мілководдя, $t_{xx} = 222$), на ст. 5 (західне відкрите мілководдя, $t_{xx} = 163$) та на ст. 2 (середина греблі, $t_{xx} = 123$). На цих станціях у складі перифітону були відмічені рідкісні види, які впливали на оригінальність. Так, на ст. 2 відмічено один оригінальний вид (*Polypedilum convictum* (Walker, 1856)), на ст. 5 — два види (*Corophium robustum* G.O. Sars, 1895, *Endochironomus tendens* (Fabricius, 1775)), на ст. 10 — два НІТ (*Tanytarsus gregarius* Kieffer, 1909, *Glossiphonia* sp. Johnson, 1816), що зустрічалися лише на цих станціях. Ще дві станції (ст. 1 і 5) мали середню оригінальність (відповідно $t_{xx} = 97$ і $t_{xx} = 99$). Найменш оригінальним був зооперифітон на ст. 4.1 ($t_{xx} = 42$) (рис. 3).

Показники рясності перифітону. Розподіл чисельності і біомаси на станціях був досить мозаїчним. Мінімальна чисельність (0,59 тис. екз/м²) спостерігалась на очереті на західному мілководді на ст. 4.1, максимальна (65,00 тис. екз/м²) — на камінні у південному районі на ст. 7. Біомаса коливалась від 0,4 г/м² (західне мілководдя, очерет) до 96,5 г/м² (гребля, насос-

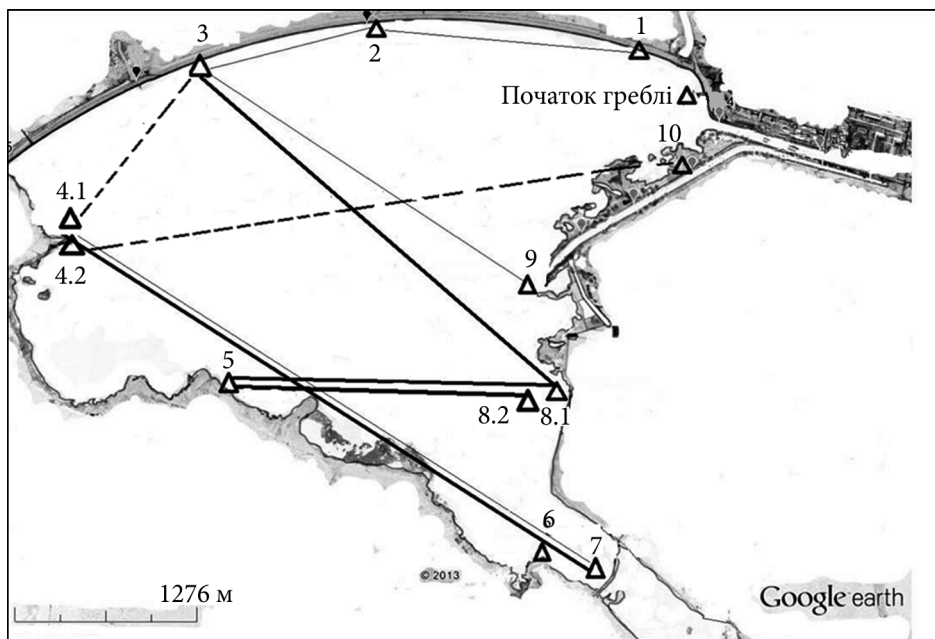


Рис. 2. Граф подібності складу зооперифітону за коефіцієнтом Серенсена у ВО (значення індексу: жирні лінії — 0,70—0,75; тонкі — 0,55—0,66; пунктир — 0,30—0,47). Початок греблі — точка відліку вимірювання довжини берегової лінії. Цифрами позначено станції відбору проб. Розташування та позначки станцій наведено у таблиці 1

на станція підкачки, бетон). Найбільша біомаса на ст. 1 була зумовлена наявністю дрейсенід.

Розподіл кількісних показників зооперифітону прибережних станцій на різній відстані від початку греблі показав, що чисельність знижувалась від ст. 1 до ст. 4 (відстань останньої від початку греблі — 7,8 км), з подальшим зростанням на деяких станціях по периметру водойми, а потім знижувалась після ст. 8 (після 20 км берегової лінії). Розподіл біомаси в загальних рисах був подібним, за виключенням ст. 1, де значна біомаса реєструвалась через наявність дрейсени (рис. 4).

Щодо *екоморфного складу зооперифітону* за рясністю, слід відмітити, що на більшості станцій переважали рухливі форми: на шести станціях їхня частка становила 100 % загальної біомаси, а на трьох станціях — 89—99 %. На трьох станціях за біомасою переважали седентарні форми (в основному дрейсеніди), причому їхнє домінування в цьому випадку було досить високе (до 97 %).

Особливості складу та рясності перифітону на окремих субстратах. При порівнянні кількісних показників залежно від субстрату (рис. 5) найбільша чисельність перифітону була зареєстрована на кам'яному субстраті — $49,7 \pm 21,6$ тис. екз/м². В три рази нижчими були середні показники чисельності на бетоні — $14,6 \pm 10,0$ тис. екз/м², в чотири рази мен-

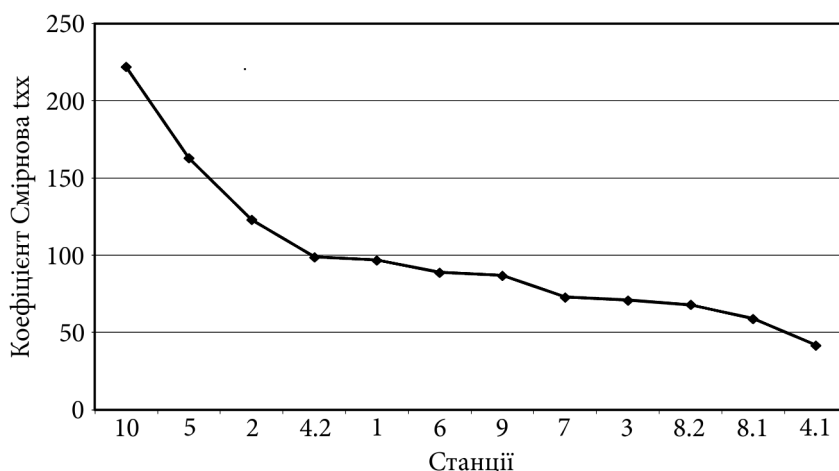


Рис. 3. Оригінальність (t_{xx}) складу зооперифітону (за методом Смірнова) на окремих станціях ВО



Рис. 4. Розподіл біомаси зооперифітону на станціях по периметру ВО

шою була чисельність на рогозі ($11,5 \pm 8,4$ тис. екз/м²). Найнижчою була чисельність на очереті — $8,5 \pm 12,6$ тис. екз/м² та на металі ($4,31$ тис. екз/м²).

Розподіл біомаси відбувався за тими самими закономірностями, що і чисельності. Середня біомаса перифітону була найвищою на кам'яному субстраті ($48,1 \pm 53,3$ г/м²) і трохи нижчою на бетонному субстраті ($34,2 \pm 54,0$ г/м²). На вищих водних рослинах (очерет, рогоз) середня біомаса була відповідно $19,7 \pm 38,1$ г/м² та $6,7 \pm 7,8$ г/м². На металі біомаса становила $1,1$ г/м². Слід відмітити, що найбільші значення біомаси ($76,8$, $85,8$ і $96,6$ г/м²) було відмічено відповідно на очереті, камінні і бетоні, тобто як на антропогенному, так і на природних субстратах.

З представлених даних (див. рис. 5) можна зробити таке узагальнення: найбільші кількісні показники перифітону реєстрували на субстратах

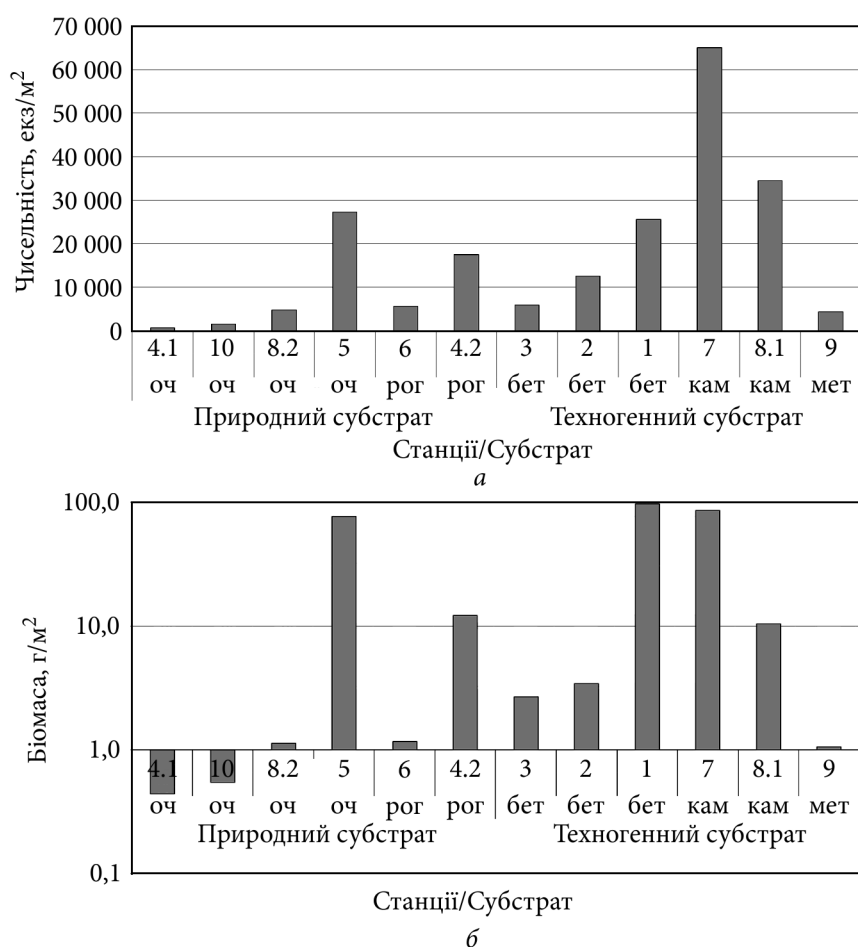


Рис. 5. Розподіл чисельності (а) та біомаси (б) зооперифітону на різних субстратах ВО (рисками відмічено стандартну похибку)

техногенного походження (камінь, бетон), разом з тим і найменші показники перифітону — також, а саме: на металевому субстраті. Щодо природного субстрату (очерет, рогіз), то найменші показники чисельності відмічено на очереті, проте варто зауважити, що на цьому субстраті на ст. 5 в результаті домінування дрейсени біомаса була досить високою (76,8 г/м²).

Ценотична структура зооперифітону. На підставі подібності домінуючих видів чи домінуючих комплексів було виділено сім угруповань. Їхні характеристики представлені в таблиці 2.

Щодо загальних характеристик угруповань, то найбільші значення чисельності, біомаси та показника дихання були в угрупованнях 1, 5 і 7, що пов'язано з присутністю молюсків *D. polymorpha* та *D. bugensis*.

Слід відмітити, що при невеликому НІТ багатстві (від 2 до 15 НІТ) на показники різноманіття очевидно впливає вирівненість представленості

Таблиця 2

Характеристика угруповань зооперифітону

Угруповання	Станції	Субстрати	N, тис. екз/м ²	V, г/м ²	R, кДж/м ² год	H _N , біт/екз	H _B , біт/г	H _B , біт/Дж	Кількість НІТ
1. <i>Dreissena bugensis</i> + <i>D. polymorpha</i>	1	Бетон	25,6	96,6	210,8	2,449	1,171	1,965	9
2. <i>Nais</i> sp.	2, 4.1, 8.1, 8.2	Бетон, каміння, очерет	13,1±1,5	3,8±4,5	75,4±94,3	1,730	1,824	1,771	15
3. <i>Cricotopus silvestris</i> + <i>Glyptotendipes glaucus</i>	3, 9, 10	Бетон, метал, очерет	3,9±2,2	1,4±1,1	21,8±13,0	2,272	2,777	2,853	15
4. <i>Ecnomus tenellus</i> + <i>Ephemeroptera</i> sp.	4.2	Рогіз	17,5	12,1	211,0	2,807	1,963	2,079	7
5. <i>Limnochironomus per-vosus</i> + <i>D. polymorpha</i>	5	Очерет	27,3	76,8	317,1	2,667	0,988	2,815	12
6. <i>Paratanytarsus lauterborni</i>	6	Рогіз	5,5	1,2	25,7	0,970	0,931	0,999	2
7. <i>Nais</i> sp. + <i>D. bugensis</i>	7	Каміння	65,0	85,7	400,7	1,629	1,107	2,265	9

Примітка: N — чисельність, V — біомаса, R — дихання, H_N — різноманіття за чисельністю, H_B — різноманіття за біомасою, H_R — різноманіття за диханням.

окремих видів та груп. Але по різноманітності, що розрахована за чисельністю, виокремлюється угруповання *P. lauterborni* (6), де показник різноманіття був зумовлений саме низьким багатством НІТ — всього 2 (тому $H'_{\max} = 1$ біт). Для інших угруповань характерні досить високі показники різноманіття, що відображає відносно велику вирівненість представленості НІТ, тобто відсутність значного домінування.

Два угруповання (1 та 7) із содомінантом *D. bugensis* були відмічені на бетонному та кам'яному субстратах на станціях 1 та 7 (див. табл. 2). Ці угруповання характеризувались однаковою кількістю НІТ, однак різними кількісними показниками (чисельність на ст. 7 була в 2,5 раза більшою, ніж на ст. 1). Така велика чисельність була зумовлена розвитком малощетиноквих червів *Nais* sp. На ст. 1 за чисельністю домінували *C. silvestris* (42,3 %) та *Nais* sp. (17,9 %), за біомасою — *D. bugensis* (55,9 %). На ст. 7 за чисельністю домінували *Nais* sp. (58,7 %), за біомасою — *D. bugensis* (80,2 %).

Друге (*Nais* sp.) та третє (*C. silvestris* + *G. glaucus*) угруповання були найпоширенішими, вони зустрічались відповідно на чотирьох та трьох станціях (див. табл. 2). Ці угруповання відмічено на різних субстратах. Чисельність у другому угрупованні була більшою, ніж у третьому. У другому угрупованні за чисельністю та біомасою домінували *Nais* sp. (відповідно 70,4 % та 69,7 %), у третьому — за чисельністю домінували *Nais* sp. (52,5 %), а за біомасою личинки хірономід *Glyptotendipes glaucus* (Meigen, 1818) — 32,8% та *C. silvestris* (27,1 %).

Четверте та шосте угруповання були відмічені на рогозі і характеризувалися найменшою кількістю НІТ (сім та два, відповідно). У четвертому угрупованні за чисельністю домінували *Nais* sp., Ephemeroptera sp., *Ecnotus tenellus* (Rambur, 1842), *C. silvestris* (по 14,3 %), за біомасою — *E. tenellus* (41,2 %) та *G. glaucus* (29,0 %). У шостому угрупованні за чисельністю домінували *Nais* sp. (60 %), за біомасою — личинки хірономід *Paratanytarsus lauterborni* (Kieffer, 1909) (65,3 %).

П'яте угруповання зустрічалось на очереті, за чисельністю тут домінували *Nais* sp. (31 %) та *C. silvestris* (21,1 %), за біомасою — *D. polymorpha* (85,1 %).

Сьоме угруповання було відмічено на камінні, за чисельністю домінували *Nais* sp. (58,7 %), за біомасою — *D. bugensis* (68,7 %).

Слід зазначити, що з 24 НІТ, які було зареєстровано в зооперифітоні, майже половина (10 НІТ) входила в домінуючі комплекси. Такі види як *C. silvestris* зустрічались тричі, *D. polymorpha*, *D. bugensis*, *Limnochironomus nervosus* (Staeger), *E. tenellus* — двічі. Це вказує на певну мозаїчність розподілу тих чи інших видів, що й обумовило досить строкату ценотичну структуру всього зооперифітону.

Важливо відмітити, що така мозаїчна структура угруповань характерна саме для невеликих глибин у даній водоймі. Як було вже відмічено, на техногенних субстратах на глибинах від 3 м і більше формувалися дуже однорідні угруповання. Так, на основі досліджень, в тому числі і водолазного обстеження, було показано [6, 9, 16], що на глибинах 3—7 м на бетон-

ному субстраті греблі, в підвідному каналі, а також на бетоні формувалося одне досить однорідне угруповання з абсолютним домінантом *D. polymorpha*, з біомасою більше 10 кг/м². В період до вселення дрейсени у водойму не було відмічено багато угруповань перифітону з седентарними видами у домінуючих комплексах, за виключенням деяких з невеликим домінуванням губки *Spongilla lacustris* (Linnaeus, 1759). Так, у 1998 р. було виокремлено шість угруповань, у 1999 р. — п'ять, в домінуючі комплекси в основному входили личинки хірономід та ракоподібні [7].

Отже, для зооперифітону технічної водойми, де біотопічна структура досить складна, включає як біотопи техногенні, так і природні, формуються угруповання, склад і розподіл яких (треба підкреслити — на малих глибинах) не відповідає безпосередньо картині континуально-дискретного розподілу біотопів.

Екологічний континуум є поняттям багатоаспектним [7, 17]. Одним з аспектів є ієрархічна природа екологічного континуума, континуальність чи дискретність не є абсолютними поняттями. Біотопи перифітону в даній водоймі, в сенсі їхньої континуально-дискретної структури, можна розглядати в певній ієрархічній схемі. Принаймні можна використати три рівні. На першому рівні можна розглядати всі біотопи, всі субстрати в прибережній смузі як континуум: все це тверді поверхні для поселення організмів перифітону. На другому рівні можна виокремити два субконтинуума: бетонні укріплення греблі та перифіталь літоральної зони водойми. На третьому рівні слід взяти до уваги все різноманіття типів субстрату. Різноманіття чи, навпаки, однорідність біотичних угруповань є пов'язаною з цією ієрархічною структурою середовища.

На першому рівні біотопічної континуальності загальні біотичні характеристики були досить подібними: перифітон практично по всій береговій смузі складався з рухливих форм (личинки комах, малоцетинкові черви) з невеликою присутністю седентарних форм (молюски-дрейсеніди). Напевно, можна стверджувати, що така структура характерна для зооперифітону на малих глибинах в різних водоймах [14]. Показники рясності також не вказували на суттєво виражений дисконтинуум, так, як це відбувалося, за даними попередніх досліджень, по вектору глибини на греблі при значному розвитку поселень дрейсенід.

На другому рівні континуальності не відмічено біотичного відгуку на характер біотопів: за своїм складом зооперифітон на греблі був менш подібним на окремих станціях, ніж зі станціями на літоралі (див. рис. 2).

Щодо третього рівня, то тут також не було прямої відповідності біотичного відгуку на континуально-дискретну структуру біотопів. З огляду на це можна було б очікувати, що оригінальні видові комплекси, угруповання будуть «прив'язані» до типу та характеру субстрату. Наприклад, угруповання з домінуванням дрейсенід могли бути характерні для більш стабільного субстрату — бетону, але ж прикріплені молюски входили і до угруповань, пов'язаних з рослинним субстратом.

Заключення

Зооперифітон у водоймі на малих глибинах характеризувався переважанням рухливих форм і незначним таксономічним багатством.

Гіпотеза щодо можливої відповідності структури перифітону до, принаймні, двох типів біотопів — досить однорідного бетонного субстрату греблі та різноманітних біотопів на літоралі, не підтвердилась. По всьому периметру водойми структура перифітону була доволі мозаїчною, строкатою.

А втім, встановлено існування в даних умовах семи ценотичних комплексів безхребетних, хоча малоймовірно, що вони, за виключенням угруповання *D. bugensis* + *D. polymorpha*, мають довгостроковий характер.

Список використаної літератури

1. Гидробиология водоемов-охладителей тепловых и атомных электростанций Украины / Отв. ред. М. Ф. Поливанная. Киев: Наук. думка, 1991. 192 с.
2. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / За ред. В.Д. Романенка. Київ: Логос, 2006. 408 с.
3. Песенко Ю.А. Принципы и методы количественного анализа в фаунистических исследованиях. Москва: Наука, 1982. 287 с.
4. Протасов А.А., Сергеева О.А., Кошелева С.И. и др. Гидробиологические исследования как научная основа для разработки принципов управления экосистемами водоемов-охладителей ТЭС и АЭС / Развитие гидробиологических исследований в Украине / Отв. ред. В.Д. Романенко. Киев: Наук. думка, 1993. С. 53–68.
5. Протасов А.А. Пресноводный перифитон. Киев: Наук. думка, 1994. 307 с.
6. Протасов А.А., Бабарига С.П. Распределение и обилие зооперифитона в водоеме-охладителе Хмельницкой АЭС: тез. докл. X съезда Гидробиол. об-ва при РАН, 28 сент. — 03 окт. 2009 г., Владивосток. Владивосток: Дальнаука, 2009. С. 327—328.
7. Протасов А.А., Силаева А.А. Контурные группировки гидробионтов в техно-экосистемах ТЭС и АЭС. Киев, 2012. 274 с.
8. Скальская И.А. Зооперифитон водоемов бассейна Верхней Волги. Рыбинск: Б.и. 2002. 256 с.
9. Техно-экосистема АЭС. Гидробиология, абиотические факторы, экологические оценки / Под ред. А.А.Протасова. Киев: Ин-т гидробиологии НАН Украины, 2011. 234 с.
10. Bray-Curtis dissimilarity [https://en.wikipedia.org/wiki/Bray %E2 %80 %93Curtis_dissimilarity](https://en.wikipedia.org/wiki/Bray%E2%80%93Curtis_dissimilarity) (дата звернення 20.05.2023)
11. Eminson D.F., Moss B. The composition and ecology of periphyton communities in freshwaters. I. The influence of host type and external environment on community composition. *Br. Phycol. J.* 1980. Vol. 15. P. 429—46.
12. Jones J.I., Schade J.D., Fisher S.G., Grimm N.B. Do submerged aquatic plants influence their periphyton to enhance the growth and reproduction of invertebrate mutualists. *Oecologia*. 1999. Vol. 120. P. 463—474.
13. Jones J.I., Eaton J.W., Hardwick K. The influence of periphyton on boundary layer conditions: a pH microelectrode investigation. *Aquatic Botany*. 2000. Vol. 67. P. 191—206.
14. Markořova R. Development of the periphytic community on artificial substrates in fish ponds. *Int. Rev. gesamt. Hydrobiol.* 1979. Vol. 64, N 6. P. 811—825.
15. Moss B. Ecology of freshwaters. A view for the twenty-first century. 4th ed. Oxford: A John Wiley & Sons, Ltd., Publ. 2010. 470 p.
16. Protasov O.O., Babariga S.P., Sylaieva A.A. Biotopic distribution of periphyton in the cooling pond of the Khmelnytskyi NPS. *Hydrobiol. J.* 2010. Vol. 46, N 4. P. 25—38.
17. Protasov O.O., Uzunov Y.I., Sylaieva A.A. et al. Ecological continuum: fundamental concepts and use in applied hydrobiology. *Ibid.* 2022. Vol. 58, N 5. P. 3—15.

Надійшла 5.06.2025

I. O. Morozovska, PhD (Biol.), Acting Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine,
ORCID 0000-0003-1795-7485

O.O. Protasov, Dr. Sci. (Biol.), Prof., Leading Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine,
ORCID 0000-0002-0204-2007

ZOOPERIPHYTON IN HETEROGENEOUS CONDITIONS OF TECHNOGENIC AND NATURAL BIOTOPES IN THE POWER PLANT COOLING POND

The zooperiphyton on artificial and natural substrates within the shoreline of the cooling pond of a nuclear power plant was studied. Twenty-four lower identified taxa (LIT) were recorded, most of which were represented by mobile forms. An analysis of the similarity of the zooperiphyton composition showed that in a fairly homogeneous environment (concrete substrate on the dam), it is less similar to each other than the periphyton on the littoral (natural plant substrate). Regular changes in abundance on different substrates were not found: zooperiphyton with the highest biomass (almost 100 g/m²) observed on both man-made and natural substrates. It has been established that for zooperiphyton of a technical reservoir, where the biotopic structure is quite complex due to the presence of both significant areas of solid anthropogenic substrate and many natural substrates, zooperiphyton communities are formed, the composition and distribution of which do not correspond to biotopic continuity-discreteness.

Keywords: *zooperiphyton, cooling pond, power plant, ecological continuum, biotopes of periphyton.*

УДК 582.26(262.5)

В.П. ГЕРАСИМЮК, к. б. н., доцент,
Одеський національний університет імені І.І. Мечникова,
вул. Змієнка Всеволода, 2, Одеса, 65026, Україна,
Інститут рибного господарства, екології моря та океанографії,
вул. Садова, буд. 26, с. Софіївська Борщагівка, Бучанський р-н, Київська обл.,
08131, Україна,
e-mail: gerasimyuk2007@ukr.net
ORCID 0000-0002-9199-9854

Н.В. ГЕРАСИМЮК, магістр, асистент,
Одеський національний медичний університет,
пров. Валіховський, 2, Одеса, 65000, Україна,
e-mail: nataliya1.gv@gmail.com
ORCID 0000-0002-9687-8605

В.П. ШИШКО, магістр,
Одеський державний університет інтелектуальних технологій і зв'язку,
вул. Кузнечна, 1, Одеса, 65026, Україна
e-mail: vlpshishko@gmail.com
ORCID 0009-0007-1072-1847

МІКРОФІТОБЕНТОС ІСПАНСЬКОГО ПРИБЕРЕЖЖЯ СЕРЕДЗЕМНОГО МОРЯ

Узагальнено результати досліджень видового складу мікрофітобентосу іспанського прибережжя Середземного моря протягом 2024—2025 рр. За результатами опрацювання 55 проб ідентифіковано 73 види мікроводоростей, які належать до 43 родів, 32 родин, 19 порядків, 5 класів, 3 відділів, 2 царств та 2 доменів. До провідних родів належали *Navicula* Bory, *Licmophora* C. Agardh, *Amphora* Ehrenb. ex Kütz., *Nitzschia* Hassall, *Cocconeis* Ehrenb., *Diploneis* Ehrenb., *Pleurosigma* W. Sm., *Achnanthes* Bory, *Halamphora* (Cleve) Levkov, *Oscillatoria* Vaucher ex Gomont та *Tabularia* (Kütz.) D.M. Williams et Round. У мікрофітобентосі району досліджень переважали гетероконтофітові водорості (61 вид). Виявлено сім видів водоростей (*Amphora spectabilis* W. Greg., *Biremis ridicula* (Giffen) D.G. Mann, *Hantzschia marina* (Donkin) Grunow, *Karayevia amoena* (Hust.) Bukht., *Planothidium dispar* (Cleve) A. Witkowski, *Pleurosigma nicobaricum* Grunow, *Pinnularia quadratarea* (A.W.F. Schmidt) Cleve) — рідкісних для акваторії Середземного моря. Встановлено біотопічну приуроченість виявлених водоростей та їх розподіл. За місцезростанням 11 видів водоростей належали до планктонних, 31 — до перифітонних і 31 — до бентосних організмів. Серед видів — індикаторів солоності води переважали полігалоби, рН середовища — алкаліфіли, органічного забруднення — β -мезосапробіонти. Індекс сапробності становив 1,84, що дозволяє віднести акваторію іспанського прибережжя Середземного моря до в-мезосапробної зони. За географічною приуроченістю мікрофітобентос досліджуваного ре-

Ц и т у в а н н я: Герасимюк В.П., Герасимюк Н.В., Шишко В.П. Мікрофітобентос іспанського прибережжя Середземного моря. *Гідробіол. журн.* 2026. Т. 62, № 4. С. 50—65.

гіону Середземного моря представлений переважно космополітами (48 видів) та бореальними видами (15) з аркто-бореальними (4), бореально-нотальними (4) та бореально-тропічними (2) елементами.

Ключові слова: мікрофітобентос, таксономічна структура, екологічний спектр, іспанське прибережжя, Середземне море.

Середземне море — це найбільше міжконтинентальне море Атлантичного океану. З точки зору географії воно знаходиться між двома материками: Євразією і Африкою та трьома частинами світу: Європою, Азією та Африкою. До його складу входять 11 морів: Адріатичне, Альборан, Баlearське, Егейське, Іонічне, Кіпрське, Критське, Левантійське, Лівійське, Лігурійське і Тірренське моря. До басейну Середземного моря належать також Мармурове, Азовське та Чорне моря. З Атлантичним океаном воно з'єднується Гібралтарською протокою, з Мармуровим — Босфором, з Червоним морем — Суецьким каналом. Найбільші острови: Баlearські, Кіпр, Корсика, Крит, Сардинія та Сицилія. Сучасне Середземне море є реліктом давнього океану Тетіс.

Розміри Середземного моря вражають: довжина — 3700 км, ширина — 1600 км, довжина берегової лінії — 46 тис. км, площа поверхні — 2,5 млн км², об'єм води — 3839 тис. км³, середня глибина — 1541 м, найбільша глибина — 5121 м. Припливи становлять 1 м. Прозорість води досягає 50—60 м, колір — інтенсивно синій. Температура води становила 12,6—28,4 °С, солоність — 38,4—38,7 ‰. Клімат моря субтропічний з м'якою вологою зимою та сухим спекотним літом.

В останній час спостерігається значне забруднення моря. За даними ООН у Середземне море щорічно потрапляють 650 млн. т стічних вод, 200 тис. т пластику, 129 т мінеральних олій, 6 т ртуті, 3,8 т свинцю.

Літературні дані щодо водоростей Середземного моря небагаточисленні. З екологічних груп цих рослинних організмів наразі найкраще вивчено фітопланктон. За останніми відомостями у його складі ідентифіковано 251 вид водоростей [17], в Адріатичному морі — 209 [12]. За даними [32] фітопланктон Адріатичного моря представлений 824 видами мікроскопічних водоростей, з яких 503 види належать до відділу Bacillariophyta, 219 — Peridinea, 98 — Chrysophyta, 2 — Cryptophyta і по одному виду — до Raphidophyta і Chlorophyta. Список видів водоростей Чорного моря [7] містить 231 вид діатомей характерних для Середземного моря. У монографії [34] наведено 140 видів діатомей притаманних мікрофітобентосу цього моря. Результати досліджень морських мікроскопічних водоростей деяких морів і океанів представлені також у роботах [4—6, 13, 18—27, 33].

Метою роботи було вивчення таксономічної структури та екологічного спектру мікрофітобентосу іспанського прибережжя Середземного моря.

Матеріал і методика досліджень

Матеріалом слугували проби мікрофітобентосу, які були відібрані з 26 листопада 2024 р. по 28 липня 2025 р. на наступних станціях прибережжя Іспанії: біля м. Малага, м. Фуенхірола, м. Таріфа та м. Торрев'єха. Альгологічний матеріал відбирали з водоростей-макрофітів (*Ceramium virgatum* Roth, *Cladophora albida* (Nees) Kütz., *C. vagabunda* (L.) C. Hoek, *Corallina mediterranea* Aresch., *Dictyota dichotoma* (Hudson) I.V. Lamouroux, *Rhizoclonium riparium* (Roth) Harvey, *Ulva clathrata* (Roth) C. Agardh, *U. lactuca* L., *U. prolifera* O.F. Müller та ін.), каменів, бетонних споруд, мідій (*Mytilus galloprovincialis* Lamarck) та піщаних і мулистих ґрунтів. Відбір проб здійснювали за загальноприйнятими методиками [3, 4, 6]. Усього було зібрано та опрацьовано 55 проб.

Видовий склад водоростей вивчали за допомогою світлового мікроскопу XSP-104 (10 x 10; 10 x 40; 10 x 100). Діатомові водорості піддавали спеціальній обробці — спалюванню органічної речовини за допомогою 50%-го розчину перекису водню. Після цього готували постійні препарати за методикою, наведеною у відповідній науковій літературі [3, 6].

Водорості визначали з використанням вітчизняних [2, 4, 6, 8—11, 13] та зарубіжних [12, 14—17, 28—31, 34] літературних джерел. Екологічні характеристики водоростей-індикаторів наведені згідно [1].

Результати досліджень та їх обговорення

У результаті проведених досліджень у мікрофітобентосі іспанського прибережжя Середземного моря було знайдено та ідентифіковано 73 види мікроскопічних водоростей, які належать до 43 родів, 32 родин, 19 порядків, 5 класів, 3 відділів, 2 царств та 2 доменів (табл. 1, 2).

У списку мікроскопічних водоростей іспанського прибережжя Середземного моря представники домену Eukaryota (62 види) переважали над Prokaryota (11 видів). Найбільшим видовим багатством характеризувалось царство Chromista (62 види), тоді як царство Bacteria нараховувало лише 11 видів (табл. 2).

Характерною рисою видового багатства мікрофітобентосу досліджуваного регіону Середземного моря було домінування гетероконтوفітових (Heterokontophyta) водоростей (61 вид). Інші відділи представлені значно меншою кількістю видів, а саме: Cyanobacteria — 11 і Dinoflagellata — 1. За видовим багатством помітно виділявся клас Bacillariophyceae, який нараховував 56 видів. Друге місце належало класу Cyanophyceae — 11 видів. Інші класи у видовому відношенні були значно біднішими (Mediophyceae — 3, Coscinodiscophyceae — 2 і Dinophyceae — 1 вид) і важливої ролі у мікрофітобентосі не відігравали.

Основу видового багатства мікрофітобентосу формували порядки Naviculales (22 види), Licmophorales (8), Achnanthes (8), Oscillatoriales (7), Bacillariales (6) і Symbellales (4 види).

До провідних родин належали Naviculaceae (8 видів), Bacillariaceae (6), Licmophoraceae (5), Catenulaceae (4), Oscillatoriaceae (4), Cocconeida-

Таблиця 1
Видовий склад мікрофітобентосу іспанського прибережжя Середземного моря

Таксони	Екологічні характеристики				Географічна приуроченість
	приуроченість до місцезростання	відношення до солоності води	відношення до рН	відношення до органічного забруднення	
Домен (= імперія) Prokaryota					
Царство Bacteria					
Відділ Cyanobacteria (=Cyanobacteriota, Cyanophyta, Cyanophycota, Cyanoprokaryota)					
Клас Cyanophyceae					
Порядок Oscillatoriales					
<i>Lyngbya confervoides</i> C. Agardh ex Gomont	пр	мг	алк	—	к
<i>L. lutea</i> Gomont	пр	мг	алк	—	к
<i>Microcoleus amoensis</i> (Gomont) Struncky, Komárek et J.R. Johansen	пр	гл	алк	—	к
<i>Oscillatoria bonnemaisonii</i> P. Crouan et H. Crouan ex Gomont	пр	пг	алк	—	к
<i>O. margaritifera</i> Kütz. ex Gomont	пр	мг	алк	—	к
<i>Phormidium ambiguum</i> Gomont	пр	мг	алк	—	к
<i>Ph. nigroviridis</i> (Thwaites ex Gomont) Anagn. et Komárek	пр	пг	алк	—	к
Порядок Chroococcales					
<i>Chroococcus turgidus</i> (Kütz.) Nägeli	шл	гл	алк	о	к

Продовження табл. 1

Таксони	Екологічні характеристики				Географічна приуроченість
	приуроченість до місцезростання	відношення до солоності води	відношення до рН	відношення до органічного забруднення	
<i>Chroococcopsis amethystea</i> (Rosenvinge) Geitler	пл	гл	алк	—	б
Порядок Nostocales					
<i>Calothrix confervicola</i> C. Agardh ex Bornet et Flahault	пр	пг	алк	—	к
<i>C. scopulorum</i> C. Agardh ex Bornet et Flahault	пр	пг	алк	—	к
Домен (= імперія) Eukaryota					
Царство Chromista					
Відділ Heterokontophyta					
Клас Coscinodiscophyceae					
Порядок Melosirales					
<i>Melosira moniliformis</i> (O. Müll.) C. Agardh	пл	мг	алк	α	к
Порядок Paraliales					
<i>Paralia sulcata</i> (Ehrenb.) Cleve	пл	пг	алк	α	к
Клас Mediorhysceae					
Порядок Eupodiscales					
<i>Odontella aurita</i> (Lyngb.) C. Agardh	пл	пг	алк	—	к
Порядок Thalassiosirales					

Продовження табл. 1

Таксони	Екологічні характеристики				Географічна приуроченість
	приуроченість до місця-зростання	відношення до солоності води	відношення до рН	відношення до органічного забруднення	
<i>Thalassiosira mediterranea</i> (Schröder) Hasle	пл	пг	алк	—	к
Порядок Ardissonales					
<i>Climacophenia moniligera</i> (Ehrenb.) Ehrenb.	бн	пг	алк	—	б-т
Клас Bacillariophyceae					
Порядок Licmophorales					
<i>Licmophora abbreviata</i> C. Agardh	пр	пг	алк	—	к
<i>L. communis</i> (Heib.) Grunow	пр	пг	алк	—	а-б
<i>L. dalmatica</i> (Kütz.) Grunow	пр	пг	алк	—	б
<i>L. ehrenbergii</i> (Kütz.) Grunow	пр	пг	алк	β	к
<i>L. gracilis</i> (Ehrenb.) Grunow	пр	пг	алк	—	к
<i>Tabularia fasciculata</i> (C. Agardh) Will. et Round	пр	мг	алк	α	к
<i>T. tabulata</i> (C. Agardh) Snoeijis	пр	мг	алк	α	к
<i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch) Compere	пр	i	алк	χ-α	к
Порядок Rhabdonematales					
<i>Grammatophora marina</i> (Lyngb.) Kütz.	пр	пг	алк	—	к
Порядок Striatellales					

Продовження табл. 1

Таксони	Екологічні характеристики				Географічна приуроченість
	приуроченість до місцезростання	відношення до солоності води	відношення до рН	відношення до органічного забруднення	
<i>Striatella unipunctata</i> (Lyngb.) C. Agardh	пл	пг	алк	—	к
Порядок Thalassionematales					
<i>Thalassionema nitzschoides</i> (Grunow) Mereschk.	пл	пг	алк	—	к
Порядок Lutellales					
<i>Petronis humerosa</i> (Breb. ex W. Sm.) Stickle et D.G. Mann	бн	пг	алк	—	б-н
Порядок Symbellales					
<i>Brebissonia lanceolata</i> (C. Agardh) R.K. Mahoney et Reimer	пр	мг	алк	β	а-б
<i>Symbella helvetica</i> Kütz.	пр	і	алк	о	б
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i> (C. Agardh) Lange-Bert.	пр	гл	алк	β	к
<i>Staurophora dubitabilis</i> (Hust.) Clavero et Hernandez-Marine	пр	мг	алк	—	б-н
Порядок Achnanthesales					
<i>Achnanthes adnata</i> Bory	пр	пг	алк	β	к
<i>A. brevipes</i> C. Agardh var. <i>intermedia</i> (Kütz.) Cleve	пр	пг	алк	β	к
<i>Cocconeis costata</i> W. Greg.	пр	пг	алк	—	к
<i>C. egypta</i> Ehrenb.	пр	гл	алк	β	б

Продовження табл. 1

Таксони	Екологічні характеристики				Географічна приуроченість
	приуроченість до місця зростання	відношення до солоності води	відношення до рН	відношення до органічного забруднення	
<i>C. scutellum</i> Ehrenb.	пр	пг	алк	—	к
<i>Karayevia amoena</i> (Hust.) Bukht.	пр	мг	алк	—	б
<i>Planolithidium delicatulum</i> (Kütz.) Round et Bukht.	пр	гл	алк	β	к
<i>P. dispar</i> (Cleve) A. Witkowski	пр	гл	алк	β	б
Порядок Naviculales					
<i>Berkeleya rutilans</i> (Trent.) Grunow	пр	пг	алк	—	б
<i>Biremis rivicula</i> (Giffen) D.G. Mann	бн	пг	алк	—	б-н
<i>Caloneis liber</i> (W. Sm.) Cleve	бн	пг	алк	—	к
<i>Diploneis chersonensis</i> (Grunow) Cleve	бн	пг	алк	—	б-т
<i>D. coffeaeformis</i> (A.W.F. Schmidt) Cleve	бн	пг	алк	—	к
<i>D. smithii</i> (Breb.) Cleve	бн	пг	алк	β	к
<i>Halamphora coffeaeformis</i> (C. Agardh) Levkov	бн	мг	алк	α	к
<i>H. cymbifera</i> (W. Greg.) Levkov	бн	пг	алк	—	к
<i>Hippodonta capitata</i> (Ehrenb.) Lange-Bert, Metzeltin et A. Witkowski	бн	i	алк	β	б
<i>Navicula capitoradiata</i> Germain	бн	гл	алк	—	к

Продовження табл. 1

Таксони	Екологічні характеристики				Географічна приуроченість
	приуроченість до місцезростання	відношення до солоності води	відношення до рН	відношення до органічного забруднення	
<i>N. cryptocephala</i> Kütz.	бн	гл	алк	α	к
<i>N. digitoradiata</i> (W. Greg.) Ralfs	бн	мг	алк	—	к
<i>N. directa</i> (W. Sm.) Ralfs	бн	пг	алк	—	а-б
<i>N. meniscus</i> Schumann	бн	мг	алк	—	б
<i>N. palpebralis</i> Bréb.	бн	пг	алк	—	б
<i>N. peregrina</i> (Ehrenb.) Kütz.	бн	і	алк	—	б
<i>Pinnularia quadratarea</i> (A.W.F. Schmidt) Cleve	бн	пг	алк	—	а-б
<i>Plagiotropis lepidoptera</i> (W. Greg.) Poulin et Cardinal	бн	пг	алк	о	б
<i>Pleurosigma angulatum</i> (J.T. Quekett) W. Sm.	бн	пг	алк	—	к
<i>P. elongatum</i> W. Sm.	бн	пг	алк	β	б-н
<i>P. nicobaricum</i> Grunow	бн	пг	алк	—	к
<i>Trachyneis aspera</i> (Ehrenb.) Cleve	бн	пг	алк	—	к
Порядок Thalassiosiphales					
<i>Amphora angusta</i> W. Greg.	бн	пг	алк	—	к
<i>A. arcus</i> W. Greg.	бн	пг	алк	—	б
<i>A. proteus</i> W. Greg.	бн	пг	алк	β	к

Продовження табл. 1

Таксон	Екологічні характеристики				Географічна приуроченість
	приуроченість до місцезростання	відношення до солоності води	відношення до рН	відношення до органічного забруднення	
<i>A. spectabilis</i> W. Greg.	бн	пг	алк	—	к
Порядок Bacillariales					
<i>Cylindrotheca closterium</i> (Ehrenb.) Reimann et J.C. Lewis	пл	мг	алк	β	к
<i>Hantzschia marina</i> (Donkin) Grunow	бн	пг	алк	—	к
<i>Nitzschia frustulum</i> (Kütz.) Grunow	бн	гл	алк	β	к
<i>Nitzschia lanceolata</i> W. Sm.	бн	мг	алк	β	к
<i>N. longissima</i> (Bréb. ex Kütz.) Grunow	пл	мг	алк	—	б
<i>N. obtusa</i> W. Sm.	бн	мг	i	β	б
Відділ Dinoflagellata (Dinophyta, Peridinea)					
Клас Dinophyceae					
Порядок Gonyaulacales					
<i>Tripor furca</i> (Ehrenb.) F. Gómez	пл	пг	алк	—	к

Пр и м і т к а. пл — планктонний; пр — перифітонний; бн — бентосний; мг — мезогалоб; пг — полігалоб; гл — галофіл; і — індіферент; алк — алкаліфіл; α — альфамезосапробіонт; β — бетамезосапробіонт; о — олігосапробіонт; к — космополіт; б — бореальний; а-б — аркто-бореальний; б-н — бореально-нотальний; б-т — бореально-тропічний; «—» — сапробність не встановлена.

Таблиця 2

Таксономічна структура мікрофітобентосу іспанського прибережжя Середземного моря

Таксони			Кількість				
доменів	царств	відділів	класів	порядків	родин	родів	видів
Prokaryota	Bacteria	Цианобактерія	1	3	4	7	11
Eukaryota	Chromista	Heterokontophyta	3	15	27	35	61
		Dinoflagellata	1	1	1	1	1
2	2	3	5	19	32	43	73

ceae (3), Diploneidaceae (3), Ulnariaceae (3), Microcoleaceae (3) та Pleurosigmataceae (3 види) (табл. 3).

За кількістю видів переважали роди *Navicula* Bory (7 видів), *Licmophora* C. Agardh (5), *Amphora* Ehrenb. ex Kütz. (4), *Nitzschia* Hassall (4), *Cocconeis* Ehrenb. (3), *Diploneis* Ehrenb. (3), *Pleurosigma* W. Sm. (3), *Achnanthes* Bory (2), *Halampfora* (Cleve) Levkov (2), *Oscillatoria* Vaucher ex Gomont (2) і *Tabularia* (Kütz.) D.M. Williams et Round (2 види).

Мікрофотографії найбільш характерних видів мікрофітобентосу іспанського прибережжя Середземного моря представлені на рисунку.

Таблиця 3

Провідні родини мікрофітобентосу іспанського прибережжя Середземного моря

Родини	Кількість видів	
	одиниці	%
Naviculaceae	8	11,0
Bacillariaceae	6	8,2
Licmophoraceae	5	6,9
Catenulaceae	4	5,5
Oscillatoriaceae	4	5,5
Cocconeidaceae	3	4,1
Diploneidaceae	3	4,1
Ulnariaceae	3	4,1
Microcoleaceae	3	4,1
Pleurosigmataceae	3	4,1
Загалом	42	57,6

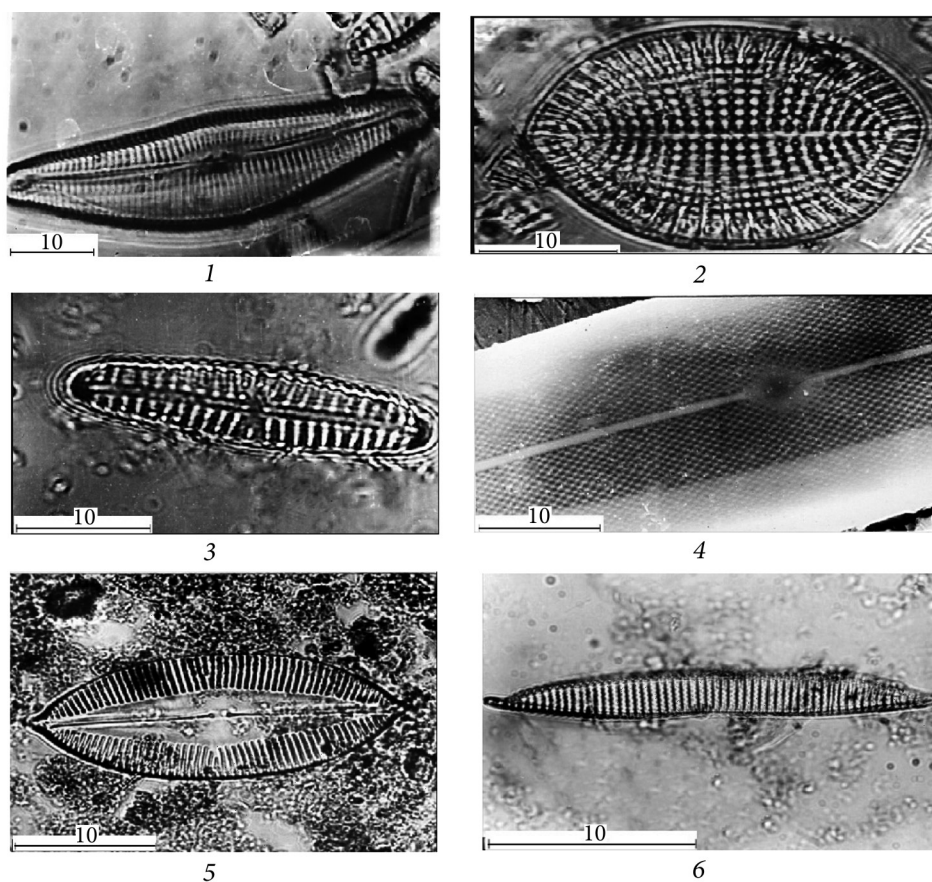


Рисунок: 1 — *Cymbella helvetica* Kütz.: стулка; 2 — *Cocconeis scutellum* Ehrenb.: безшовна стулка; 3 — *Hippodonta capitata* (Ehrenb.) Lange-Bert, Metzeltin et A. Witkowski: стулка; 4 — *Pleurosigma elongatum* W. Sm.: центральна частина стулки; 5 — *Navicula palpebralis* Breb. ex W. Sm.: стулка; 6 — *Hantzschia marina* (Donkin) Grunow: стулка (СМ, збільшення мікроскопу 10×100)

Серед ідентифікованих бентосних водоростей виявлені види діатомей рідкісні для даного регіону досліджень. До них належали *Amphora spectabilis*, *Biremis ridicula*, *Hantzschia marina*, *Karayevia amoena*, *Planothidium dispar*, *Pleurosigma nicobaricum* і *Pinnularia quadratarea*.

За рівнем морфологічної організації знайдені мікроскопічні водорості є одноклітинними (36 видів), колоніальними (28) та багатоклітинними (9) організмами. Характерною рисою діатомей є виділення слизу, за допомогою якого окремі клітини з'єднуються у колонії різноманітних форм. Такі види як *Achanthes adnata*, *Berkeleya rutilans*, *Melosira monilliformis*, *Odontella aurita*, *Thalassiosira mediterranea*, *Tabularia tabulata*, *Rhicosphenia abbreviata*, *Thalassionema nitzschioides*, *Grammatophora marina* утворюють колонії нитчастої, віялоподібної, трубчастої та стрічкоподібної форм. За морфологічною диференціацією слані або формою талому

Таблиця 4

Розподіл видів мікрофітобентосу іспанського прибережжя Середземного моря по відношенню до солоності води

Індикатори солоності	Кількість видів	
	одиниці	%
Полігалоби	42	57,5
Мезогалоби	17	23,3
Олігогалоби:		
галофіли	10	13,7
індиференти	4	5,4
Загалом	73	100

траплялися кокоїдні (61 вид), нитчасті (9), пальмелоїдні (2) та монадні (1) форми.

За місцем зростання серед знайдених водоростей переважали бентосні організми (62), тоді як планктонні нараховували лише 11 видів. До складу бентосних входили як донні форми (31 вид), так і організми обростань різних субстратів (31 вид).

Відносно типу субстрату розподіл мікроскопічних водоростей на іспанському прибережжі Середземного моря був наступним: в обростанні каміння знайдено 47 видів, водоростей-макрофітів — 13, бетонних споруд — 10, мідій — 10, на піщаних ґрунтах — 28, на мулистих ґрунтах — 38 видів.

По відношенню до солоності води морські (полігалобні) організми (42 види) переважали над солонуватоводними (17) та прісноводними (14) формами. Серед останніх галофіли нараховували 10 видів, а індиференти — 4 види (табл. 4).

По відношенню до рН водного середовища переважали алкаліфіли (72 види). Серед індиферентів знайдено тільки один вид, тоді як ацидофіли не були виявлені взагалі.

Протягом періоду досліджень виявлено 26 видів — індикаторів органічного забруднення води. Серед них 16 видів належали до β -мезосапробіонтів, 6 — α -мезосапробіонтів, 3 — олігосапробіонтів і 1 вид — до χ - α -мезосапробіонтів. Сапробний індекс становив 1,84, що дозволяє віднести акваторію іспанського прибережжя Середземного моря до β -мезосапробної зони.

За географічною приуроченістю мікрофітобентос досліджуваного регіону Середземного моря був представлений космополітами (48 видів) та бореальними видами (15) з аркто-бореальними (4), бореально-нотальними (4) та бореально-тропічними (2) елементами.

Заключення

У результаті досліджень мікрофітобентосу іспанського прибережжя Середземного моря протягом 2024—2025 рр. ідентифіковано 73 види водоростей, які належать до 43 родів, 32 родин, 19 порядків, 5 класів, 3 відділів, 2 царств та 2 доменів. Основу видового багатства мікрофітобентосу становили представники відділу Heterokontophyta (61 вид), Cyanobacteria нараховували 11 видів, а Dinoflagellata — 1 вид. Виявлено 7 видів водоростей (*Amphora spectabilis*, *Biremis ridicula*, *Hantzschia marina*, *Karayevia amoena*, *Planothidium dispar*, *Pleurosigma nicobaricum*, *Pinnularia quadratarea*) рідкісних для акваторії Середземного моря.

За місцезростання 11 видів водоростей належали до планктонних, 31 — до перифітонних і 31 — до бентосних організмів

Серед видів — індикаторів солоності води переважали полігалоби, рН середовища — алкаліфіли, органічного забруднення — β -мезосапробіонти. Індекс сапробності становив 1,84, що дозволяє віднести акваторію іспанського прибережжя Середземного моря до в-мезосапробної зони.

За географічною приуроченістю мікрофітобентос досліджуваного регіону Середземного моря представлений переважно космополітами (48 видів) та бореальними видами (15) з бореально-нотальними (4) та бореально-тропічними (2) елементами.

Список використаної літератури

1. Барінова С.С., Медведева Л.А., Анисимова О.В. Биоразнообразие водорослей-индикаторов окружающей среды. Тель-Авив: Pilies Studio, 2006. 498 с.
2. Визначник прісноводних водоростей України. Київ: Наук. думка, 1938—1993. Т. 1—12.
3. Водоросли: Справочник / Под общ. ред. С.П. Вассера. Киев: Наук. думка, 1989. 608 с.
4. Герасимюк В.П., Еннан А.А., Шихалеева Г.М. Енциклопедія Куяльницького лиману. Т. 2. Водорості. Одеса: Астропринт, 2020. 446 с.
5. Герасимюк В.П., Рижко І.Л., Герасимюк Н.В. Сучасний стан мікрофітобентосу Червоного моря. *Гідробіол. журн.* 2025. Т. 61, № 5. С. 36—51. https://hydrobiolog.com.ua/2025/2025_5.htm
6. Гусяков Н.Е., Закордонец О.А., Герасимюк В.П. Атлас диатомовых водорослей бентоса северо-западной части Черного моря и прилегающих водоемов. Киев: Наук. думка, 1992. 252 с.
7. Мережковский К.С. Список диатомовых Черного моря. *Бот. зап.* 1902—1903. Т. 19. С. 51—81.
8. Зинова А.Д. Определитель зеленых, бурых и красных водорослей южных морей СССР. Москва; Ленинград: Наука, 1967. 398 с.
9. Косинская Е.К. Определитель морских синезеленых водорослей. Москва; Ленинград: Изд-во АН СССР, 1948. 279 с.
10. Прошкина-Лавренко А.И. Диатомовые водоросли бентоса Черного моря. Москва; Ленинград: Изд-во АН СССР, 1963. 243 с.
11. Ткаченко Ф.П. Морські водорості-макрофіти України (північно-західна частина Чорного моря). Навчальний посібник. Одеса: Астропринт, 2011. 104 с.
12. Abancini M., Cicero A.M., Di Girolamo I. et al. Guida al riconoscimento del plancton dei mari italiani. Roma: ICRAM, 2006. 503 p.

13. Algae of Ukraine: diversity, nomenclature, taxonomy, ecology and geography / Eds. P.M. Tsarenko, S.P. Wasser, E. Nevo. Rugell: A.R.G. Gantner Verlag K.-G., 2006. Vol. 1. 713 p.; 2009. Vol. 2. 413 p.; 2011. Vol. 3. 512 p.; 2014. Vol. 4. 703 p.
14. Al-Yamani F.Y., Saburova M.A. Marine phytoplankton of Kuwaits waters. Kuwait Institute for Scientific Research, 2019. Vol. 1. Cyanobacteria, Dinoflagellates, Flagellates. 467 p., Vol. 2. Diatoms. 336 p.
15. Cleve-Euler A. Die Diatomeen von Schweden und Finnland. Stockholm, 1951—1956. Vol. 1—5.
16. Cupp E.E. Marine plankton diatoms of the west coast of North America. *Bull. Scrip. Inst. Oceanogr. Univ. California*. 1943. Vol. 5, N 1. P. 1—237.
17. Delgado M., Fortano J.-M. Atlas de fitoplancton del mar mediterráneo. *Sci. Mar.* 1991. Vol. 55, N 1. P. 123—133.
18. Gerasimiuk V.P. Algae of marine littoral and inland water bodies of Galindez Island (Argentine Island, Antarctic). *Intern. J. on Algae*. 2008. Vol. 10, N 1. P. 1—13. <https://doi.org/10.1615/InterJAlgae.v10.i1.10>
19. Gerasimiuk V.P. Microscopical algae of Zmiinyi Island (the Black Sea, Ukraine). *Ibid.* 2016. Vol. 18, N 3. P. 217—224. <https://doi.org/10.1615/InterJAlgae.v18.i3.20>
20. Gerasimiuk V.P. Microphytobenthos of the Gulf of Tartus (Mediterranean Sea, Syria). *Ibid.* 2017. Vol. 19, N 3. P. 249—258. <https://doi.org/10.1615/InterJAlgae.v19.i3.50>
21. Gerasimiuk V.P. Microphytobenthos of the Red Sea coast in the area of Sharm-el-Sheikh. *Ibid.* 2019. Vol. 21, N 2. P. 137—148. <https://doi.org/10.1615/InterJAlgae.v21.i2.40>
22. Gerasimiuk V.P. Microscopic cryophilic algae of the Weddell Sea and of the Belingshausen Sea (the Antarctic). *Hydrobiol. J.* 2022. Vol. 58, N 5. P. 42—51. <https://doi.org/10.1615/HydrobJ.v58.i5.40>
23. Gerasimiuk V.P. Algological studies of microphytobenthos in the north-western part of the Black Sea. *Intern. J. on Algae*. 2024. Vol. 26, N 4. P. 393—407. <https://doi.org/10.1615/InterJAlgae.v26i4>
24. Gerasimiuk V.P. Microscopic algae of reservoirs of the Kinburn Sand Spit (NPP «Biloberezhya of Svyatoslava», Ukraine). *Ibid.* 2025. Vol. 27, N 2. P. 103—110. <https://doi.org/10.1615/InterJAlgae.v27.i2.10>
25. Gerasimiuk V.P., Kovtun O.A. Species diversity of microphytobenthos of the Red Sea (Egypt). *Ibid.* 2014. Vol. 16, N 1. P. 57—67. <https://doi.org/10.1615/InterJAlgae.v16.i1.40>
26. Gerasimiuk V.P., Ryzhko I.L., Gerasimiuk N.V. Microphytobenthos of water bodies of some islands of the Indian Ocean. *Hydrobiol. J.* 2024. Vol. 60, N 5. P. 19—29. <https://doi.org/10.1615/HydrobJ.v60.i5.20>
27. Gerasimiuk V.P., Zinchenko V.L. Diatom fouling of the Little Picked Whales in the Antarctic waters. *Ibid.* 2012. Vol. 48, N 1. P. 28—34. <https://doi.org/10.1615/HydrobJ.v48.i1.40>
28. Guiry G.M., Guiry M.D. AlgaeBase. World-wide electronic publication. Galway: Nat. Univ. Ireland, 2025. <http://www.algaebase.org>.
29. Hustedt F. Die Kieselalgen Deutschlands osterreichs und der Schweiz mit Berucksichtigung der ubrigen Lander Europas sowie der angrenzenden Meeresgebiete. *L. Rabenhorst Kryptogamen Flora*, 1927—1966. Vol. 7. 816 s.
30. Krammer K., Lange-Bertalot H. *Bacillariophyceae. Subwasserflora von Mitteleuropa*. Bd. 2/1—4. Stuttgart; New York: G. Fisher Verlag, 1986—2001.
31. Schmidt A.W.F. Atlas der Diatomaceenkunde. Leipzig, 1874—1958. 240 s.
32. Vilicic D., Marasovic I., Miokovic D. Checklist of phytoplankton in the Adriatic Sea. *Acta Bot. Croat.* 2002. Vol. 61, N 1. P. 80—91.
33. Wilicic D. Fitoplankton Jadranskoga mora. *Biologija i taksonomija*. Zadar, 2008. 247 p.
34. Witkowski A., Lange-Bertalot H., Metzeltin D. Diatom flora of marine coast. *Icogr. Diatomol.* 7. Konigstein: A.R.G. Gantner Verlag, 2000. 925 p.

Надійшла 2.01.2026

V. P. Gerasimiuk, PhD (Biol.), Assoc. Prof.,
I. I. Mechnikov Odesa National University,
Vsevolod Zmienko St., 2, Odesa 65082, Ukraine.
Institute of Fisheries, Marine Ecology and Oceanography,
Sadova St., 26, v. Sofiivska Borshchagivka, Buchansky District, Kyiv Region,
Ukraine, 08131

e-mail: gerasimyuk2007@ukr.net
ORCID 0000-0002-9199-9854

N. V. Gerasimiuk, Master, Assistant,
Odesa National Medical University,
Valikhovsky Lane, 2, Odesa, 65000, Ukraine,
e-mail: nataliyal.gv@gmail.com
ORCID 0000-0002-9687-8605

V. P. Shishko, Master
Odesa State University of Intellectual Technologies and Communication,
Kuznechna St., 1, Odesa, 65026, Ukraine
ORCID 0009-0007-1072-1847

MICROPHYTOBENTOS OF THE MEDITERRANEAN SEA NEAR THE COAST OF SPAIN

The results of research (2024—2025) on the species composition of the microphytobenthos of the Spanish coast of the Mediterranean Sea are summarized. The original study of 55 samples revealed 73 species of microscopic algae belonging to 43 genera, 32 families, 19 orders, 5 classes, 3 divisions, 2 kingdoms, and 2 domains. The leading genera included *Navicula* Bory (7 species), *Licmophora* C. Agardh (5), *Amphora* Ehrenb. ex Kütz. (4), *Nitzschia* Hassall (4), *Cocconeis* Ehrenb. (3), *Diploneis* Ehrenb. (3), *Pleurosigma* W. Sm. (3), *Achnanthes* Bory (2), *Halamphora* (Cleve) Levkov (2), *Oscillatoria* Vaucher ex Gomont (2) and *Tabularia* (Kütz.) D.M. Williams et Round (2). The study area is characterized by the predominance of heterokontophyte algae (61 species). Totally seven species (*Amphora spectabilis* W. Greg., *Biremis ridicula* (Giffen) D.G. Mann, *Hantzschia marina* (Donkin) Grunow, *Karayevia amoena* (Hust.) Bukht., *Planothidium dispar* (Cleve) A. Witkowski, *Pleurosigma nicobaricum* Grunow, and *Pinnularia quadratarea* (A.W.F. Schmidt) Cleve) of rare algae for the Mediterranean Sea were noted. The biotopic timing of the revealed composition of algae and their distribution was established — 11 taxa belonged to planktonic, 31 to periphyton and 31 to benthic organisms. The algal flora of the Spanish coast was marine, alkaliphilic and mesosaprobic. According to the relation to halo, the majority (42 species) of algae were related to polyhalob, and a smaller number (31) were related to mesohalob (17) and oligohalob (14). Regarding the attitude of microphytes to the hydrogen index (pH) of water, alkaliphiles dominated (72 species), indifferents were represented by 1 species. 26 indicator species of organic water pollution were identified. According to the relation to water saprobity, the dominant groups were β -mesosaprobic (16 species) and α -mesosaprobic (6), other groups were few. The saprobic index of the detected algae of the Spanish Mediterranean coast was 1.84, which characterizes it as a β -mesosaprobic water body. The biogeographic specificity of the species composition of the detected algae is noted, represented by cosmopolitan (48 species) and boreal (15) groups with arcto-boreal (4), boreal-notal (4) and boreal-tropical (2) elements.

Keywords: microphytobenthos, taxonomic structure, ecological spectrum, the Spanish coast, the Mediterranean Sea.

РИБОГОСПОДАРСЬКА ГІДРОБІОЛОГІЯ І ІХТІОЛОГІЯ

УДК 594:639.2

Б.С. ГУЛАК, д-р. філос., наук. співроб.,
Інститут морської біології НАН України
вул. Італійська, 37, м. Одеса, Україна, 65048,
gulak.bogdan94@gmail.com
ORCID 0000-0002-5991-3715

С.В. СТАДНІЧЕНКО, к. б. н., ст. наук. співроб.,
Інститут морської біології НАН України
вул. Італійська, 37, м. Одеса, Україна, 65048,
svestad63@gmail.com
ORCID 0000-0001-5944-3170

ПРОСТОРОВІ ОСОБЛИВОСТІ ВЗАЄМОДІЇ ПОПУЛЯЦІЙ РАПАНИ *RAPANA VENOSA* (VALENCIENNES, 1846) ТА МІДІЇ *MYTILUS* *GALLOPROVINCIALIS* (LAMARCK, 1819) У ПІВНІЧНО-ЗАХІДНІЙ ЧАСТИНІ ЧОРНОГО МОРЯ

Під час дослідження виявлені просторові особливості взаємодії популяції інвазивного молюска рапани *Rapana venosa* (Valenciennes, 1846) та мідії *Mytilus galloprovincialis* (Lamarck, 1819) у північно-західній частині Чорного моря в 2020—2024 рр. За допомогою тралових і водолазних зйомок оцінено чисельність, біомасу та структурні характеристики популяцій на континентальному шельфі України. Зйомки обліковим бімтралом показали, що рапана домінує на мілководді (5—15 м) з піщаними та черепашковими ґрунтами (біомаса до 21—29 г/м²), тоді як мідія формує щільні поселення на середніх глибинах (15—25 м, біомаса 9—17 г/м²). За допомогою водолазних зйомок із застосуванням бентосної рамки виявлено, що на окремих ділянках з твердими субстратами біомаса мідії може складати до 54 кг/м². Негативна кореляція між біомасою видів ($r = -0,245$, $p = 0,0018$) підтверджує хижацький тиск рапани. Придонна гіпоксія, антропогенні фактори (евтрофікація, дампінг) та тип субстрату суттєво впливають на розподіл молюсків, знижуючи чисельність мідії. Просторова сегрегація видів, викликана екологічними факторами частково обмежує хижацький вплив рапани на окремих ділянках шельфу. Рекомендується посилення промислу рапани, створення штучних рифів і розвиток аквакультури мідій для відновлення екосистемного балансу.

Ключові слова: рапана, мідія, північно-західна частина Чорного моря, чисельність, біомаса, хижацький тиск.

Ц и т у в а н н я: Гулак Б.С., Стадніченко С.В. Просторові особливості взаємодії популяцій рапани *Rapana venosa* (Valenciennes, 1846) та мідії *Mytilus galloprovincialis* (Lamarck, 1819) у північно-західній частині Чорного моря. *Гідробіол. журн.* 2026. Т. 62. № 4. С. 66—81.

Двостулковий молюск мідія *Mytilus galloprovincialis* (Lamarck, 1819) є ключовим компонентом екосистеми Чорного моря, виконуючи важливі екологічні функції та маючи значний промисловий потенціал. Масові поселення мідій впливають на структуру донних угруповань, забезпечуючи субстрат для організмів-обростачів і укриття для різних видів гідробіонтів [2, 17, 18, 37]. Як фільтратори, мідії сприяють біофільтрації, очищенню морської води від суспензій і меліорації середовища, серед іншого і на штучних субстратах, таких як гідротехнічні споруди [20, 21]. Висока харчова цінність, значний репродуктивний потенціал і доступна кормова база роблять мідію перспективним об'єктом для промислу та аквакультури, особливо в північно-західній частині Чорного моря (ПЗЧМ), де широкий континентальний шельф і висока біопродуктивність прибережних вод створюють оптимальні умови для її існування. Проте з 1970-х років у ПЗЧМ спостерігається зниження чисельності мідійних поселень через комплекс чинників, зокрема через регулярне виникнення зон придонної гіпоксії, зумовлене вертикальним градієнтом солоності та щільності води [4, 7, 8, 11]. Антропогенні фактори, такі як зарегулювання річкового стоку, евтрофікація та дампінг, посилюють ці процеси. Внаслідок масових заморів у 1960-х—1990-х рр. площі мідійних полів скоротилися з 20 до 10 тис. км², біомаса зменшилася з 8—12 до 5—6 млн. т, а промисловий запас скоротився вшестеро [3, 5, 11, 23]. Ще одним суттєвим фактором деградації популяції мідії стало вселення інвазивного хижого молюска рапани *Rapana venosa* (Valenciennes, 1846), виявленого в Чорному морі в 1947 р. [6, 8, 15, 23]. Нативний ареал цього виду охоплює Японське, Жовте, Бохайське та Східно-Китайське моря [25, 38]. Завдяки толерантності до коливань температури, солоності та вмісту кисню, а також через відсутність природних хижаків, рапана стала успішним інвазивним видом у Чорному морі [15, 22, 26, 39]. З 2010 р. вона масово фіксується в розпріснених водах ПЗЧМ, зокрема в передгірлових ділянках річок Дунай, Дніпро та Дністер, чого раніше не спостерігалось [23]. На тлі скорочення уловів промислових риб рапана стала ключовим об'єктом промислу, складаючи до 70 % видобутку водних біоресурсів України в Чорному морі [19, 23]. Харчова пластичність рапани забезпечує її значний вплив на популяції двостулкових молюсків, зокрема мідій [33]. Дослідження харчової поведінки *R. venosa* показали залежність інтенсивності живлення від статі, розміру та морфологічних особливостей жертв [6, 31, 34, 36]. Проте вплив рапани на структуру природних поселень мідій залишається недостатньо вивченим. Метою цього дослідження є оцінка просторової структури популяцій рапани та мідії в ПЗЧМ, а також аналіз взаємозв'язків між їхньою чисельністю, біомасою та структурними характеристиками.

Матеріал і методика досліджень

Дослідження популяцій рапани та мідії проводили у 2020—2024 рр. у північно-західній частині Чорного моря на континентальному шельфі України, обмеженому морським кордоном із Румунією на півдні та основою Тендрівської коси — на північному сході (західніше меридіану

32.00° сх. д.). Збір матеріалів здійснювали у межах науково-дослідних програм ДП «Одеський центр Південного науково-дослідного інституту морського рибного господарства та океанографії» і фундаментальних тем Інституту морської біології НАН України.

Для оцінки біомаси, чисельності та біологічних характеристик молюсків застосовували тралові та водолазні зйомки¹. Біомасу і чисельність молюсків, відібраних за допомогою тралових зйомок, розраховували на 1 м² площі дна. Характеристики мідій, відібраних за допомогою водолазного спорядження, визначали на 1 м² зареєстрованого поселення. Тралові зйомки проводили у 2020—2021 рр. (осінь 2020 р., весна та осінь 2021 р.) у межах програми Rapa Whelk Survey проекту BlackSea4Fish під егідою Генеральної комісії з рибальства у Середземному морі (GFCM-FAO). Використовували бімтрал (горизонтальне розкриття 300 см, розмір вічка 35 мм), сконструйований за рекомендаціями [24]. Тралення виконували на стандартних 48 станціях, розподілених за трьома стратами глибин: 5—15 м (18 станцій), 15—25 м (19 станцій) та 25—35 м (11 станцій) (рис. 1).

Станції розміщували рівномірно, з вищою щільністю на мілководді (5—25 м), оскільки, за даними рибалок, чисельність рапани на цих глибинах була вищою, ніж на більш глибоких. На ділянках з найбільш масовими скупченнями рапани, зокрема в акваторії, прилеглий до Тендрівської коси, на Одеській та Дністровській банках, а також у прибережній зоні від с. Лебедівки до гирла Дунаю, під час кожної зйомки додатково виконували по п'ять додаткових станцій для детальнішого картографування скупчень цього молюска. Кожне тралення тривало 30 хв зі швидкістю 1,5—2 вузли. Роботи виконували лише в світлу пору доби. Загалом виконано 159 тралень. Коефіцієнт уловистості бімтрала вважали рівним 1. Придонну температуру вимірювали логером НОВО МХ2201.

Водолазні обстеження проводили у 2021 р. у районі Одеської банки (46°31'07.5"N 31°11'19.6"E) та у 2021 і 2024 рр. — в районі Одеської затоки (Біостанція ОНУ, 46°26'22.3"N 30°46'27.2"E) на глибинах 6—8 м. Застосовували метод трансект на площах 50—150 м² (2021 р.) та 50—85 м² (2024 р.). Проби мідій відбирали бентосною рамкою (0,01 м²), оцінюючи покриття дна, рельєф, тип ґрунту, співвідношення живих і мертвих молюсків, наявність макрофітів та кормових об'єктів рапани. Для аналізу з водолазних зйомок вимірювали всіх зібраних особин молюсків обох видів.

У всіх відібраних з донних прибережних поселень мідій штангенциркулем з точністю до 0,1 мм вимірювали довжину стулок (L , мм), висоту (H), товщину двох стулок (B), оцінювали характеристики маси мушлі (W) з точністю до 0,01 г за допомогою ваг Axis AD500: загальну масу моллюска в стулці (W , г), сиру (W_w , г) і суху (W_d , г) масу їхніх м'яких тканин, а також масу стулок (W_{st} , г). Результати вимірювань маси і розмірів мідій

¹ Автори висловлюють щире вдячність своїм колегам, О.М. Куракіній — за допомогу в опрацюванні проб молюсків, А.П. Куракіну — за відбір морських зразків.



Рис. 1. Схема розташування постійних станцій облікових тралових зйомок рапани у водах України в 2020—2021 рр.

служили основою для визначення співвідношень між їхніми лінійними і ваговими показниками: $Y = a + L^b$, де Y — одна з характеристик маси мушлі молюска (W , W_w , W_d , W_{st}); L — довжина мушлі молюска, B — товщина, H — висота мушлі; a і b — алометричні коефіцієнти, які визначаються за емпіричними даними. Відмінності однойменних залежностей, отримані для поселень мідії з різних районів, вважали значущими, якщо порівнювані лінії регресії розрізнялися кутом нахилу або одна з них значимо перевищувала іншу при рівні довірчої ймовірності не менше 95 %.

Для рапани розраховували масивність мушлі (M/H) [1] та коефіцієнт вгодованості ($K_{год} = 100 \cdot M_1/H^3$, де M_1 — загальна маса рапани, H — висота мушлі, см). Стать визначали за копулятивним органом або кольором гонад [12, 14]. Вік рапани визначали за методом В.Д. Чухчіна [13], підраховуючи нерестові мітки, що утворюються на поверхні мушлі через уповільнення росту молюска. Оскільки перший нерест у рапани відбувається на третьому році життя, загальний вік розраховували за формулою $n+2$, де n — кількість нерестових міток. При цьому враховували морфологічні особливості мушель, що впливають на точність визначення віку, встановлені в наших попередніх дослідженнях [23].

Дані обробляли в Microsoft Excel 2016, Statgraphics Plus 5.0, Statistica 2010 та RStudio. Нормальність розподілу перевіряли критерієм Шапіро — Уїлка. Для оцінки зв'язку між біомасою рапани та мідії застосовували коефіцієнт Спірмена [35]. Залежність моделювали за допомогою узагальненої лінійної моделі (GLM) з гамма-розподілом та логарифмічною функцією зв'язку для проб з ненульовими значеннями біомаси мідії ($n = 64$). Формула моделі: біомаса мідії ~ біомаса рапани + factor (страта) + factor (Survey), де factor (страта) — категоріальний фактор глибинних страт

(1: 5—15 м; 2: 15—25 м; 3: 25—35 м), а factor (Survey) — категоріальний фактор періодів зйомки (три зйомки). Мультиколінеарність предикторів оцінювали за допомогою коефіцієнта інфляції дисперсії (VIF); усі значення VIF були нижчими за 2,5, що свідчить про відсутність значущої мультиколінеарності. Якість моделі оцінювали за критерієм Акайке (AIC) [16]. Статистичну значущість оцінювали при $p < 0.05$. Просторову автокореляцію оцінювали глобальним індексом Moran's I (999 перестановок, метод Монте-Карло) [28, 29, 30] з використанням матриці просторових ваг на основі $k = 6$ найближчих сусідів (k-nearest neighbors).

Порівняння вибірок проводили за t -критерієм Стьюдента (нормальний розподіл) або U -критерієм Манна — Уїтні (ненормальний розподіл). Статистичну значущість оцінювали при $p < 0,05$, якість моделей — за критерієм Акайке [16]. Загалом зібрано 159 проб з тралових зйонок та проби з трьох водолазних станцій. Для визначення розмірно-масової, статеві та вікової структури рапани було обстежено 148 особин, розмірно-масові структури мідії — 130 особин.

Результати досліджень

Під час облікових зйонок у північно-західній частині Чорного моря було досліджено розподіл чисельності та біомаси рапани *R. venosa* та мідії *M. galloprovincialis* за різними діапазонами глибин. Розподіл молюсків залежав від глибини, типу донного субстрату, сезонних умов та екологічних факторів, зокрема температури придонного шару (8—20 °C) і, в деяких випадках, явищ придонної гіпоксії. Рапана була найпоширенішою на мілководних ділянках (5—15 м), особливо на піщаних і черепашкових ґрунтах, де її частота зустрічальності сягала 79—100 %, а біомаса досягала високих значень (до 21—29 г/м² у районах Дністровської банки, Тендрівської коси та від гирла Дністровського лиману до Дунаю). На середніх глибинах (15—25 м) частота зустрічальності знижувалася до 65—91 %, а біомаса була помірною (рис. 2).

На глибоководних ділянках (25—35 м) рапана зустрічалася нечасто або була відсутня, особливо на замулених субстратах, де її біомаса не перевищувала 10 г/м². Найвищі показники чисельності та біомаси рапани зафіксовано восени 2020 р., з максимальним запасом до 72,7 тис. т, тоді як у червні 2021 р. запас знизився до 29 тис. т (табл. 1). Головною причиною зменшення запасу було зниження уловистості бімтрала через те, що більша частка особин рапани ще не вийшла на поверхню ґрунту після зимівлі внаслідок низьких температур придонного шару води. Також в цей час в уловах спостерігалась велика кількість нитчастих водоростей, що скупчуючись на нижній підборі знаряддя ускладнювали облов. Восени 2021 р. запас частково збільшився до 43 тис. т.

Мідія формувала найщільніші поселення на глибинах 15—25 м, де її біомаса досягала 9—17 г/м², а частота зустрічальності коливалася від 32 до 50 %. На мілководді (5—15 м) показники були нижчими, а на глибоководних ділянках (25—35 м) чисельність і біомаса мідії були мінімальними, хоча частота зустрічальності іноді сягала 55 %. Максимальний запас мідії

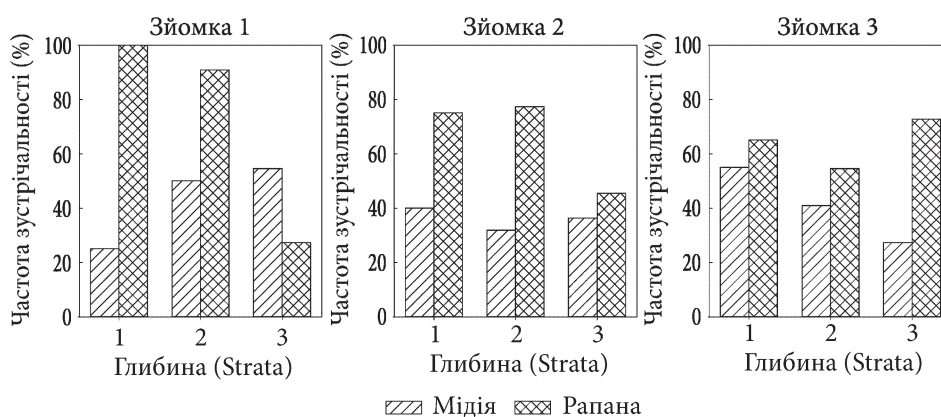


Рис. 2. Частота зустрічальності рапани (I) і мідії (II) в північно-західній частині Чорного моря в 2020—2021 рр.

(до 146 тис. т) зареєстровано восени 2021 р. на середніх глибинах, тоді як у червні 2021 р. він був найнижчим (близько 104 тис. т) (див. табл. 1). Найщільніші поселення мідії спостерігалися в найбільш продуктивних районах шельфу збагачених біогенами, які виносяться річковим стоком — поблизу гирл Дунаю, Дністровського та Дніпровсько-Бузького лиманів (рис. 3).

Виявлено, що на розподіл молюсків суттєво впливали екологічні умови. Придонна гіпоксія, особливо виражена восени 2020 р. на глибинах 15—25 м (68 % станцій), призводила до масової загибелі мідій, тоді як рапана демонструвала більшу стійкість до цих умов. У зонах гіпоксії в уловах мідії переважали здебільшого дрібні особини довжиною 15—20 мм. Більші молюски були або мертвими, або лише їхні великі порожні ступки.

Кореляційний аналіз за допомогою коефіцієнта Спірмена виявив негативну залежність між біомасою рапани та мідії для всіх проб ($n = 159$, $\rho = -0,245$, $p = 0,0018$), що вказує на статистично значущий зв'язок, який підтверджує хижацький вплив рапани на мідію. Для ненульових проб, де обидва види були присутні ($n = 43$), кореляція виявилася слабкою позитивною, але незначущою ($\rho = 0,269$, $p = 0,0807$), що може бути зумовлено недостатньою вибіркою або впливом екологічних факторів, що не були враховані моделлю. Аналіз за стратами глибин показав значущу негативну кореляцію на мілководді (5—15 м, $n = 60$, $\rho = -0,336$, $p = 0,0087$) та середніх глибинах (15—25 м, $n = 66$, $\rho = -0,339$, $p = 0,0054$), що відображає сильний хижацький тиск рапани в цих зонах. На глибоководній страті (25—35 м, $n = 33$) кореляція була слабкою позитивною та незначущою ($\rho = 0,078$, $p = 0,6674$), що пояснюється низькою чисельністю рапани через несприятливі умови, такі як мулисті ґрунти та низька температура придонного шару. Найсильніша негативна кореляція спостерігалася в жовтні 2021 р. ($n = 53$, $\rho = -0,430$, $p = 0,0013$), а у жовтні 2020 р. ($\rho = -0,225$,

Таблиця 1
Розподіл чисельності, біомаси та промислового запасу рапани і мідії за діпазонами глибини в північно-західній частині Чорного моря

№ страти	Глибина, м	Середня температура придонного шару °С	Площа, км ²	Чисельність рапани, екз/м ²	Біомаса рапани, г/м ²	Запас рапани, т	Чисельність мідії, екз/м ²	Біомаса мідії, г/м ²	Запас мідії, т
Жовтень 2020 р.									
1	5—15	20,0±0,26	3220,40	0,13±0,02	8,2±1,50	26507,80	0,59±0,27	6,32±2,94	20352,90
2	15—25	—	7762,50	0,10±0,03	5,8±1,80	45289,90	0,97±0,45	10,45±5,16	81118,10
3	25—35	—	5488,20	0,0016±0,01	0,2±0,01	902,40	0,39±0,38	4,51±4,44	24751,80
Всього		—	16471,10	—	—	72700,10	—	—	126222,80
Червень 2021 р.									
1	5—15	11,8±0,52	3220,40	0,06±0,02	3,5±1,20	11374,50	0,69±0,33	6,93±3,37	22317,40
2	15—25	8,6±0,16	7762,50	0,04±0,01	2,2±0,80	17128,20	0,91±0,50	9,24±5,07	71725,50
3	25—35	8,0±0,11	5488,20	0,0	0,0	0,0	0,18±0,15	1,86±1,51	10208,10
Всього		—	16471,10	—	—	28502,70	—	—	104250,90
Жовтень 2021 р.									
1	5—15	13,8±0,12	3220,40	0,11±0,02	6,5±1,30	20785,30	1,29±0,70	4,19±1,54	13493,50
2	15—25	14,4±0,17	7762,50	0,05±0,01	2,9±0,90	22378,50	2,84±1,50	16,95±10,42	131574,40
3	25—35	14,2±0,22	5488,20	0,0002	0,02±0,02	137,19	0,07±0,05	0,25±0,19	1372,10
Всього		—	16471,10	—	—	43300,90	—	—	146439,90

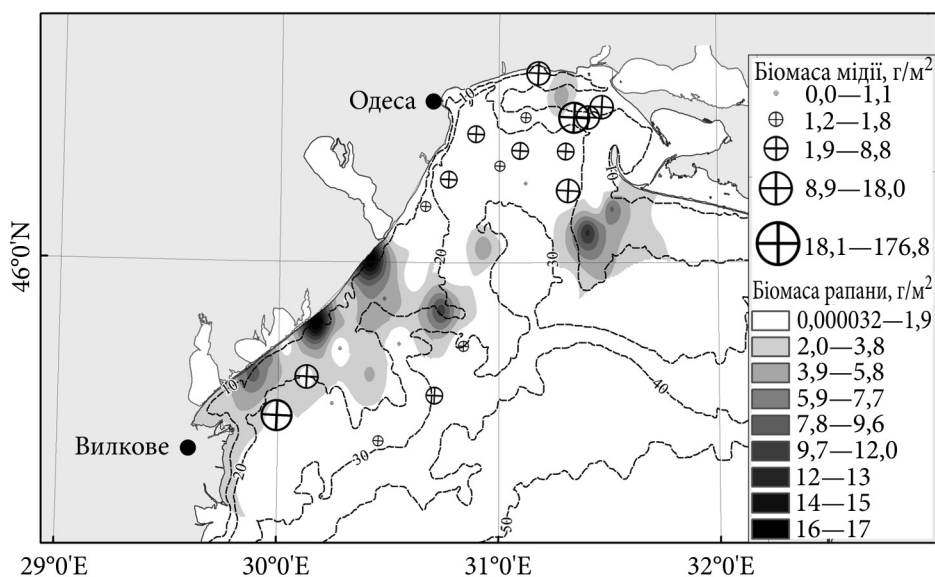


Рис. 3. Розподіл біомаси рапани та мідії в північно-західній частині Чорного моря в 2020—2021 рр.

$p = 0,1046$) та червні 2021 р. ($\rho = -0,137$, $p = 0,3281$) зв'язок був слабшим. Регресійний аналіз із використанням узагальненої лінійної моделі (GLM) з гамма-розподілом для ненульових значень біомаси мідії ($n = 64$) показав, що біомаса рапани не має статистично значущого впливу на біомасу мідії ($p = 0,966$). Глибина (страта 2: $p = 0,114$; страта 3: $p = 0,096$) та період зйомки (зйомка 2: $p = 0,862$; зйомка 3: $p = 0,467$) також не виявилися значущими. Це пояснюється насамперед просторовою сегрегацією поселень обох видів молюсків (див. рис. 3). Просторовий аналіз за допомогою коефіцієнта Moran's I виявив значну позитивну автокореляцію в розподілі біомаси рапани для всіх проб ($n = 159$, Moran's I = 0,190, $p = 7,44e-07$), що підтверджує її кластеризацію, переважно на мілководних ділянках (5—15 м), де умови (наприклад, м'який ґрунт і вища температура) є сприятливими для рапани. Для мідії автокореляція була слабшою, але значущою (Moran's I = 0,098, $p = 0,0018$), вказуючи на кластеризацію на середніх глибинах (15—25 м), де хижацький тиск рапани знижується через екологічні обмеження, зокрема щільний черепашковий ґрунт на певних ділянках, де рапана не може закопуватися при сезонному охолодженні води. Для ненульових проб ($n = 43$) автокореляція була незначущою як для рапани (Moran's I = 0,038, $p = 0,1833$), так і для мідії (Moran's I = -0,020, $p = 0,4788$), що, ймовірно, пов'язано з малою вибіркою. Аналіз за стратами показав значну автокореляцію для рапани на мілководді (5—15 м, Moran's I = 0,211, $p = 0,0002$) та глибоководній страті (25—35 м, Moran's I = 0,215, $p = 0,0007$), але негативну та незначущу в страті 15—25 м (Moran's I = -0,047, $p = 0,7041$), де домінує мідія. Для мідії автокореляція була значущою лише в страті 15—25 м (Moran's I = 0,094, $p = 0,0187$). За

зйомками значна автокореляція для рапани спостерігалася в жовтні 2021 р., що підтверджує сезонне зростання її популяції восени, тоді як для мідії автокореляція залишалася незначущою ($p > 0,3$).

Для більш детального аналізу особливостей хижацького впливу рапани на популяцію мідії були використані дані, отримані під час підводних зйомок, проведених в районі Одеської банки (46°31'07.5"N 31°11'19.6"E) у 2021 р. та Біостанції ОНУ (46°26'22.3"N 30°46'27.2"E) у 2021 та 2024 рр. Це дозволило оцінити чисельність, біомасу та структурні характеристики популяцій обох видів на мілководних ділянках (глибини 6—8 м). У 2021 р. чисельність мідій у районі Біостанції ОНУ становила 933 екз/м², біомаса — 21,3 кг/м², тоді як на Одеській банці ці показники досягали 1400 екз/м² та 8,6 кг/м² відповідно. Статистично значущими відмінностями є середні значення загальної маси молюска, маси мушлі, м'якого тіла та його сухого залишку в аналізованих поселеннях мідії (табл. 2).

У 2024 р. в районі Біостанції чисельність зросла до 1900 екз/м², а біомаса — до 54,4 кг/м², що пов'язано зі збільшенням середньої маси молюсків (з 26,27±2,05 г у 2021 р. до 35,03±1,65 г у 2024 р.; $F = 28,23$, $p < 0,0001$) завдяки присутності у поселенні більших особин. Середня довжина ступок мідій у 2021 р. становила 60,81±2,44 мм (Біостанція) та 41,59±0,69 мм (Одеська банка). Діапазон довжини варіював від 10,4 до 79,0 мм на Біостанції та від 32,4 до 54,2 мм — на Одеській банці. Модальні класи мідій за довжиною склали 60—70 мм (Біостанція, 42,86 %) та 40—50 мм (Одеська банка, 61,90 %) (табл. 3). У 2024 р. в районі Біостанції модальний клас змістився до 70—80 мм (36,67 %), а частка особин промислового розміру (>40 мм) зменшилася з 96,4 % у 2021 р. до 81,7 %, тоді як частка

Таблиця 2

Показники	Райони		
	Біостанція		Одеська банка
	2024 р.	2021 р.	
$L_{\text{серед.}}$	60,08±3,00	60,81±2,44	41,59±0,69
$L_{\text{мін-макс}}$	7,10—89,90	10,40—79,00	32,40—54,20
W , г	35,03±1,65	26,27±2,05	6,13±0,32
W_{st} , г	18,27±0,87	10,65±0,87	2,52±0,13
W_w , г	5,40±0,52	4,83±0,37	1,23±0,06
W_d , г	0,93 ± 0,09	0,75 ± 0,07	0,19 ± 0,01
B , кг/м ²	54,38	21,27	8,60
N , екз/м ²	1900	933	1400

П р и м і т к а. L — довжина стулки, мм; W — середня загальна маса молюска; W_{st} — середня маса мушлі; W_w — сира маса м'яких тканин; W_d — суха маса м'яких тканин; B — біомаса; N — чисельність.

молоді (<20 мм) зросла до 15 % (проти 3,6 % у 2021 р.). Дисперсійний аналіз не виявив значущих відмінностей у співвідношенні висоти, товщини та довжини стулок між районами. Водночас регресійний аналіз залежності маси стулок (Wst) від співвідношення висоти до товщини (H/B) виявив значущі відмінності між районами ($F = 190,26, p < 0,0001$ для незалежної змінної; $F = 15,92, p = 0,0002$ для кута нахилу):

$$Wst = 4,565 + 1,458 H/B \text{ (Одеська банка);}$$

$$Wst = 42,952 + 23,949 \text{ (Біостанція).}$$

Чисельність рапани варіювала від 0,26 екз/м² (Одеська банка, 2021) до 0,38 екз/м² (Біостанція, 2021), а біомаса — від 24,9 г/м² до 38,7 г/м² відповідно. У 2024 р. в районі Біостанції біомаса знизилася через зменшення середньої маси молюсків (з 98,51±6,0 г у самців і 105,08±8,81 г у самок у 2021 р. до 94,31±6,9 г і 70,95±3,64 г у 2024 р.; $F = 10,38, p = 0,0020$ для загальної маси).

Статеву структуру в районі Біостанції у 2021 р. була збалансованою (співвідношення самців до самок 1:1), тоді як на Одеській банці переважали самці (2:1). У 2024 р. на Біостанції спостерігалось домінування самок 1,29:1 (40:31). Висота мушель рапани в 2021 р. варіювала від 65,0 до 87,0 мм (Одеська банка) та від 72,9 до 106,8 мм (Біостанція), з модальним класом 70—80 мм (65—77 %) для обох районів. У 2024 р. модальний клас на Біостанції змістився до 70—90 мм (73,68 %). Частка особин промислового розміру (>50 мм) становила 100 % у всіх вибірках. Коефіцієнт вгодованості ($K_{вгод}$) був вищим на Одеській банці (18,41±0,46 для самців, 18,89±0,52 для самок) порівняно з Біостанцією (15,27±0,54 і 16,71±0,43 у 2021 р.; $F = 19,47, p = 0,0001$ для самців; $F = 10,48, p = 0,0029$ для самок). Масивність

Таблиця 3

Розподіл чисельності мідій (%) по розмірних групах в районі відбору рапан у північно-західній частині Чорного моря в 2021—2024 рр.

Розмірні групи мідій, мм	Одеська банка	Біостанція ОНУ	
	2021 р.	2021 р.	2024 р.
0—10	0	0	3,33
10—20	0	3,57	11,67
20—30	0	0	3,33
30—40	35,71	0	0
50—60	2,38	25,00	11,67
60—70	0	42,86	21,67
70—80	0	17,86	36,67
80—90	0	0	10,0
Всього, екз	42	28	60

мушель (M_2/H) варіювала від 0,66 до 0,74, зі значущими відмінностями лише для самок між районами ($F = 3,31$, $p = 0,0790$). Вікова структура показала більшу різноманітність на Біостанції (максимальний вік: 7 років для самців, 8 років для самок) порівняно з Одеською банкою (6 років для обох статей).

Отже, розподіл і структурні характеристики обох видів залежали від типу субстрату (кам'янистий на Біостанції, мідійна щітка на Одеській банці). Зміни в чисельності та розмірній структурі мідій впливали на розмірно-масову, вікову та статеву структуру рапани, зокрема зменшення частки старших вікових груп і зростання частки самців у районах з обмеженою кормовою базою (Одеська банка).

Обговорення результатів досліджень

Тралові та водолазні зйомки, проведені у 2020—2024 рр., виявили особливості розподілу обох видів залежно від глибини, типу субстрату та екологічних умов, а також підтвердили хижацький вплив рапани на мідії. Результати досліджень вказують на негативну кореляцію між біомасою рапани і мідії, що свідчить про хижацький тиск, особливо виражений на мілководних ділянках (5—15 м). Виявлено, що просторовий розподіл популяцій рапани і мідії у північно-західній частині Чорного моря значною мірою визначається глибиною, типом донного субстрату та температурою придонного шару. Результати тралових зйомок, проведених у 2020—2021 рр., показали, що рапана домінувала на мілководних ділянках (5—15 м), де її частота зустрічальності становила 79—100 %, а біомаса варіювала від 21 до 29 г/м². Найвищі показники зафіксовано на піщаних і рихлих черепашкових ґрунтах у районах Дністровської банки та Тендрівської коси, де умови сприяють активному живленню та розмноженню рапани. Мідія, навпаки, формувала найщільніші поселення на глибинах 15—25 м, з біомасою 9—17 г/м² і частотою зустрічальності 32—50 %, переважно на твердих черепашкових ґрунтах. На глибоководних ділянках (25—35 м) чисельність і біомаса обох видів значно знижувалась через переважання замулених ґрунтів і зниження температури до 8—14 °С, що вочевидь обмежує їхню життєдіяльність. Ці спостереження узгоджуються з літературними даними: рапана демонструє високу толерантність до широкого діапазону температури (6—28°C) і солоності (10—35 ‰), що дозволяє їй адаптуватися до змінних умов ПЗЧМ [25, 26, 39]. В той час як мідія, навпаки, є чутливою до екологічного стресу, зокрема до гіпоксії та низької температури [4, 10]. На сьогодні ключовим фактором, що впливає на розподіл мідій в північно-західній частині Чорного моря, є придонна гіпоксія, яка була особливо вираженою восени 2020 р., охопивши 68 % станцій на глибинах 15—25 м. Це явище спричинило масову загибель мідій, тоді як рапана виявила вищу стійкість завдяки здатності закопуватись у м'які ґрунти та знижувати метаболізм у несприятливих умовах [15, 22, 23]. Відомо, що антропогенний вплив, зокрема евтрофікація а також дампінг ґрунту під час днопоглиблювальних робіт і будівництва портів, значно посилює ймовірність виникнення гіпоксійних зон. За да-

ними Чорноморсько-Азовського управління морських шляхів, з 1963 р. в ПЗЧМ щорічно захоронювали близько 5 млн. м³ ґрунту, що призводило до екранування сонячного світла, зменшення фотосинтезу макрофітів і, відповідно, зниження аерації придонного шару [10, 11]. У 1960—1990-х роках регулярне виникнення гіпоксійних зон спричинило скорочення площі промислових поселень мідій з 9 до 2,6 тис. км², а їхньої біомаси — у 6 разів.

Аналогічна деградація спостерігалася в біоценозі фазеоліни *Modiola phaseolina* (R.A. Philippi, 1844), де площі поселень скоротилися з 24 до 16 тис. км², а біомаса — з 6 до 0,5 млн. т. Замори також негативно вплинули на донну іхтіофауну, зокрема на бичкових риб (Gobiidae) [10]. Екологічні переваги рапани, такі як більша толерантність до гіпоксії та здатність закопуватися в м'які ґрунти, забезпечують їй конкурентну перевагу над мідіями в умовах деградації середовища. Водночас щільні поселення мідій на черепашкових субстратах середніх глибин частково обмежують хижацький тиск рапани через її меншу активність на твердих поверхнях, оскільки вона не може закопуватись в ґрунт для перечікування несприятливих умов. Просторова сегрегація, виявлена в дослідженні, відображає складну взаємодію екологічних факторів, які необхідно враховувати при управлінні популяціями. Наприклад, зменшення дам্পінгу та регулювання днопоглиблювальних робіт можуть сприяти відновленню мідійних поселень на окремих ділянках моря і зниженню частоти виникнення зон гіпоксії, що матиме позитивний вплив на екосистему ПЗЧМ.

Кореляційний аналіз за коефіцієнтом Спірмена виявив слабку негативну залежність між біомасою рапани та мідій у ПЗЧМ, що підтверджує хижацький тиск рапани, особливо виражений на мілководді (5—15 м) та середніх глибинах (15—25). Ці результати узгоджуються з літературними даними про харчову поведінку рапани, де зазначено, що *R. venosa* віддає перевагу двостулковим молюскам, зокрема мідіям, через їхню високу поживну цінність і легку доступність [9, 32, 33]. Для ПЗЧМ встановлено, що інтенсивність хижацтва залежить від статі та розміру рапани, причому більші самки споживають більше мідій [6], що підтверджує сезонне посилення тиску восени, коли рапана активно харчується перед зимівлею.

Водолазні зйомки 2021 і 2024 рр. у районах Одеської банки та Біостанції ОНУ на мілководді (6—8 м) дозволили оцінити популяційні характеристики мідій і рапани, зосередившись на впливі типу субстрату та трофічних умов для хижака. У 2021 р. чисельність мідій в районі Біостанції була нижчою, ніж на Одеській банці, але до 2024 р. вона значно зросла, супроводжуючись збільшенням біомаси через більшу середню масу молюсків внаслідок присутності особин розмірного класу 80—90 мм, які раніше не були зафіксовані. В районі Біостанції переважали більші особини з модальним класом середнього та великого розміру, тоді як на Одеській банці домінували дрібніші молюски, ймовірно через інтенсивне хижацтво рапани. Зареєстроване в районі біостанції в 2024 р. збільшення частки молодих особин мідій свідчить про активне поповнення популяції, можливо, через покращення екологічних умов або зни-

ження хижацького тиску. Чисельність рапани залишалася невисокою в обох районах, але її загальна біомаса в районі Біостанції знизилася до 2024 р. через зменшення середньої маси моллюсків. Статеву структуру рапани змінилася: на Біостанції з рівного співвідношення самців і самок у 2021 р. до 2024 р. почали домінувати самки, тоді як на Одеській банці переважали самці. Вгодованість рапани була вищою на Одеській банці вірогідно завдяки щільним мідійним поселенням, які забезпечували достатню кормову базу, особливо присутність мідій довжиною 30-40 мм, які є основним розміром в живленні рапани [36]. Ширший віковий діапазон рапани в районі Біостанції (до восьми років порівняно з шістьма на Одеській банці), може бути пов'язаний з меншим промисловим тиском. Ці результати підкреслюють необхідність урахування ряду інших факторів, що впливають на трофічні умови при прогнозуванні динаміки популяцій і розробці заходів для їхнього управління.

Очевидно, що з метою покращення загального стану екосистеми північно-західної частини Чорного моря відновлення чисельності поселень моллюсків-фільтраторів, зокрема мідій, є вкрай важливим завданням. Оскільки тепер популяція мідії *M. galloprovincialis* в ПЗЧМ перебуває у вразливому стані через поєднання екологічних стресових факторів (регулярне виникнення зон придонної гіпоксії, хижацький пресинг з боку рапани, антропогенне забруднення, дампінг ґрунту, комплексний вплив воєнних дій в Україні та ін.), слід проводити ряд заходів спрямованих на їх зменшення. Зокрема, з метою контролю чисельності рапани доцільно збільшити її промисловий вилов. Створення штучних рифів сприятиме відновленню мідійних поселень, покращуючи їхню стійкість до гіпоксії та штормової активності. Розвиток аквакультури мідій, адаптованої до низьких зимових температур (можливе замерзання моря), високої турбулентності на мілководді та хижацтва рапани також може виступити важливим фактором для збереження екосистемного балансу та сталого використання біоресурсів у північно-західній частині Чорного моря.

Висновки

Виявлено негативну кореляцію між біомасою рапани та мідії на мілководних (5—15 м, $\rho = -0,336$, $p = 0,0087$) і середніх (15—25 м, $\rho = -0,339$, $p = 0,0054$) глибинах у північно-західній частині Чорного моря, що свідчить про значний хижацький тиск рапани.

За допомогою облікових зйомок бімтралом встановлено, що рапана домінує на мілководних ділянках (5—15 м) з піщаними та черепашковими ґрунтами, тоді як мідія на таких субстратах формує найщільніші поселення на середніх глибинах (15—25 м) з твердими субстратами. Під час водолозних зйомок було виявлено, що на твердих кам'яних субстратах на глибинах до 5 м все ще зберігаються щільні поселення мідій з високим рівнем біомаси (до 54 кг/м²).

Придонна гіпоксія, посилена антропогенними факторами, такими як евтрофікація та дампінг, суттєво знижує чисельність і біомасу мідій, тоді як рапана демонструє більшу стійкість до цих умов, що підкреслює не-

обхідність заходів для зменшення антропогенного впливу та відновлення мідійних поселень через створення штучних рифів і розвиток аквакультури. Водночас слід збільшити промисловий вилов рапани задля зниження тиску на популяцію мідій.

Список використаної літератури

1. Бондарев И.П. Морфогенез раковины и внутривидовая дифференциация рапаны *Rapana venosa* (Valenciennes, 1846). *Ruthenica*. 2010. Вип. 20 №2. С. 69—90.
2. Бондарев И.П. Динамика руководящих видов современных фаций Черного моря. *Геология и полезные ископаемые Мирового океана*. 2013. № 3. С. 78—93.
3. Говорин И.А., Куракин А.П. Оценка влияния хищного брюхоногого моллюска *Rapana venosa* (Valenciennes, 1846) на фильтрационный потенциал мидийных поселений. *Экол. безпека прибереж. та шельф. зон та комплекс. використ. ресурсів шельфу*. Севастополь. 2011. Вип. 25, Т. 1. С. 435—442.
4. Заика В.Е., Валовая Н.А., Повчун А.С., Ревков Н.К. Митилиды Чёрного моря ; отв. ред. В.Е. Заика. Киев: Наук. думка, 1990. 208 с.
5. Ковалева М.А., Болтачева Н.А., Костенко Н.С. Многолетняя динамика состояния поселений митилид на скалах Карадага (Черное море). *Мор. экол. журн.* 2012. Т. 2, № 11. С. 39—44.
6. Куракин А.П., Говорин И.А. Интенсивность потребления мидий рапаной *Rapana venosa* в северо-западной части Черного моря. *Гидробиол. журн.* 2011. Т. 47. № 4. С. 15—22.
7. Одесский регион Черного моря: гидробиология пелагиали и бентали / Л.В. Воробьева, И.И. Кулакова, И.А. Синегуб и др.; отв. ред. Б.Г. Александров. Одесса: Астропринт, 2017. 324 с.
8. Снігір'єв С.М., Чернявський О.В., Наум Є.А. та ін. Стан макрзообентосу в прибережній зоні острова Зміїний у 2016—2017 рр. *Вісн. Харків. нац. ун-ту ім. В. Н. Каразіна. Серія «Екологія»*. 2019. № 21. С. 81—98. <https://doi.org/10.26565/1992-4259-2019-21-07>
9. Стадниченко С.В., Куракин А.П. Избирательность питания брюхоногого моллюска *Rapana venosa* (Valenciennes, 1846) мидиями *Mytilus galloprovincialis* (Lamarck, 1819). *Вісн. Одес. нац. ун-ту. Сер.: Біологія*. 2014. Т. 19, вип. 1 (34). С.102—109.
10. Фашук Д.Я., Самышев Э.З., Себах Л.К., Шляхов В.А. Формы антропогенного воздействия на экосистему Черного моря и ее состояние в современных условиях. *Экология моря*. 1991. Вып. 38. С. 19—28.
11. Фашук Д.Я., Себах Л.К. Вклад физических и гидрохимических факторов в процесс развития придонной гипоксии на северо-западном шельфе Черного моря. *Океанологические и рыбохозяйственные исследования Черного моря: сб. научн. тр.* Москва: ВНИРО, 1985. С. 19—99.
12. Чухчин В.Д. Размножение рапаны (*Rapana bezoar* L.) в Чёрном море. *Тр. Севаст. Биол. Станции*. 1961. № 14. С. 163—168.
13. Чухчин В.Д. Рост рапаны (*Rapana bezoar* L.) в Севастопольской бухте. *Там же*. С. 169—177.
14. Чухчин В.Д. Функциональная морфология рапаны. Киев : Наук. думка, 1970. 139 с.
15. Чухчин В.Д. Экология брюхоногих моллюсков Черного моря. Киев Наук. думка, 1984. 176 с.
16. Akaike H. A new look at the statistical model identification. *IEEE Transactions on Automatic Control*. 1974. Vol 19, №6. P. 716—723.
17. Çinar M.E., Gonlugur-Demirci G. Polychaete assemblages on shallow-water benthic habitats along the Sinop Peninsula (Black Sea, Turkey). *Cahiers de Biologie Marine*. 2005. Vol. 46. P. 253—263.
18. Çinar M.E., Katağan T., Koçak F. et al. Faunal assemblages of the mussel *Mytilus galloprovincialis* in and around Alsancak Harbour (Izmir Bay, eastern Mediterranean) with special emphasis on alien species. *J. Mar. Syst.* 2008. Vol. 71. P. 1—17.

19. GFCM. Report of Working Group on the Black Sea Eighth meeting of the Subregional Group on Stock Assessment in the Black Sea (SGSABS) Online, 4—8 July 2022. Rome : FAO, 2022. 37 p.
20. Govorin I.A., Adobovsky V.V., Shatsillo E.I. 2004. Fouling of hydroengineering structures with mussels as a natural biofilter component in the coastal zone of the Black Sea. *Hydrobiol. J.* Vol. 40, N 5. P. 62—69.
21. Govorin I.A., Shatsillo E.I. 2010. Formation of the filtering potential of the mussel and Mytilaster settlements within anthropogenically transformed coastal zone of the Black Sea. *Ibid.* Vol. 46, N 2.P. 3—12.
22. Harding J.M., Mann R. Observations on the biology of the veined Rapa whelk, *Rapana venosa* (Valenciennes, 1846) in the Chesapeake Bay. *J. Shellfish Res.* 1999. Vol. 18. P. 9—17.
23. Hulak B.S., Leonchuk Y.Y., Chashchyn O.K. The main biological parameters of Rapa Whelk *Rapana venosa* population in the north-western section of the Black Sea. *Hydrobiol. J.* 2022. Vol. 58, N 3, P. 29—45.
24. Kaykaç M.H., Zengin M., Akpınar İ.Ö., Tosunoğlu Z. Samsun (Karadeniz) kıyılarında kullanılan sürükleme av araçlarının yapısal özellikleri. *J. Fish. Aquat. Sci.* 2014. Vol. 31, N 2. P. 87—96.
25. Mann R., Harding J.M. Invasion of the North American atlantic coast by a large predatory Asian mollusc. *Biol. Invasions.* 2000. Vol. 2. P. 7—22.
26. Mann R., Harding J.M. Salinity tolerance of larval *Rapana venosa*: implications for dispersal and establishment of an invading predatory gastropod on the north American Atlantic Coast. *Biol. Bull.* 2003. Vol. 204. P. 96—103.
27. McCullagh P. & Nelder J.A. Generalized Linear Models. New York: Routledge. 1989. 532 p.
28. Moran P.A. Notes on continuous stochastic phenomena. *Biometrika.* 1950. Vol. 37 Iss. 1—2. P. 17—23.
29. Ripley B.D.. Spatial statistics. New York: John Wiley & Sons, 1981. 252 p.
30. RStudio Team. RStudio: Integrated Development Environment for R. RStudio, PBC, Boston, MA, 2022. <https://www.rstudio.com/>
31. Sağlam H., Düzgünes E. Biological parameters and feeding behaviour of invasive whelk *Rapana venosa* Valenciennes, 1846 in the south-eastern Black Sea of Turkey. *J. Coastal Life Medicine.* 2014. Vol. 2 N 6. P. 442—446.
32. Savini D., Harding J.M., Mann R. Rapa whelk *Rapana venosa* (Valenciennes, 1846) predation rates on hard clams *Mercenaria mercenaria* (Linnaeus, 1758). *J. Shellfish Res.* 2002. Vol. 21. P. 777—779.
33. Savini D., Occhipinti-Ambrogi A. Consumption rates and prey preference of the invasive gastropod *Rapana venosa* in the Northern Adriatic Sea. *Helgoland Marine Res.* 2006. Vol. 60. P. 153—159.
34. Seyhan K., Evren R., Emiral H., Engin S., Demirhan S. Diel feeding periodicity, gastric emptying and estimated daily food consumption of whelk (*Rapana venosa*) in the south eastern Black Sea (Turkey) marine ecosystem. *Indian J. Geo-Marine Sci.* 2003. Vol. 32. P. 249—251.
35. Spearman C. The proof and measurement of association between two things. *Amer. J. Psychol.* 1904. Vol. 15, Iss 1. P 72—101.
36. Stadnichenko S., Kurakin A. Feeding intensity and daily mussel consumption of Rapa whelk (*Rapana venosa*) in the north-western Black Sea. *Oceanol. Hydrobiol. Studies.* 2022. Vol. 51. № 4. P. 344—354.
37. Topaloglu B., Kihara, K. Community of Mediterranean mussel *Mytilus galloprovincialis* Lamarck, 1819 in the Bosphorus Strait. *J. Tokyo Univer. Fisher.* 1993. Vol. 80. P. 113—120.
38. Tsi CY., Ma XT., Lou ZK., Zhang FS. Illustrations of the fauna of China (Mollusca), Beijing: Science Press, 1983. Vol. 2. P. 1—150.

39. Zolotarev V. The Black Sea ecosystem changes related to introduction of new mollusc species. *Marine Ecology*. 1996. Vol. 17. P. 227—236.

Надійшла 14.11.2025

B.S. Hulak, PhD (Biol.), Researcher,
Institute of Marine Biology of the NAS of Ukraine,
Italiyska St., 37, Odesa, 65048, Ukraine
gulak.bogdan94@gmail.com
ORCID: 0000-0002-5991-3715

S.V. Stadnichenko, PhD (Biol.), Senior researcher,
Institute of Marine Biology of the NAS of Ukraine,
Italiyska St., 37, Odesa, 65048, Ukraine
svestad63@gmail.com
ORCID 0000-0001-5944-3170

SPATIAL FEATURES OF THE INTERACTION BETWEEN POPULATIONS OF RAPA
WHELK *RAPANA VENOSA* (VALENCIENNES, 1846) AND MEDITERRANEAN
MUSSEL *MYTILUS GALLOPROVINCIALIS* (LAMARCK, 1819) IN THE
NORTH-WESTERN BLACK SEA

The study revealed spatial patterns in the interaction between populations of the invasive gastropod *Rapana venosa* (Valenciennes, 1846) and the Mediterranean mussel *Mytilus galloprovincialis* (Lamarck, 1819) in the north-western Black Sea during 2020—2024. Using trawl and diving surveys, population abundance, biomass, and structural characteristics were assessed on the Ukrainian continental shelf. Beam-trawl surveys showed that rapa whelk dominates shallow waters (5—15 m) with sandy and shell substrates (biomass up to 21—29 g/m²), while mussels form dense settlements at mid-depths (15—25 m, biomass 9—17 g/m²). Diving surveys using a benthic frame revealed that on isolated hard-substrate sites, mussel biomass can reach 54,000 kg/m². A negative correlation between species biomass ($\rho = -0.245$, $p = 0.0018$) confirms predatory pressure from rapa whelk. Near-bottom hypoxia, anthropogenic factors (eutrophication, dumping), and substrate type significantly influence mollusk distribution, reducing mussel abundance. Spatial segregation driven by ecological factors partially limits rapa whelk predation on certain shelf areas. To restore ecosystem balance, intensified rapa whelk fishery, creation of artificial reefs, and development of mussel aquaculture are recommended.

Key words: rapa whelk, Mediterranean mussel, north-western part of the Black Sea, abundance, biomass, predatory pressure.

ЕКОЛОГІЧНА ФІЗІОЛОГІЯ І БІОХІМІЯ ВОДНИХ РОСЛИН

УДК 577.1:582.26:663.18.

О.П. ОЛЬХОВИЧ, к. б. н., доцент, доцент,
ННЦ Інститут біології та медицини,
Київський національний університет ім. Т. Шевченка,
вул. Володимирська 64/13, Київ, 01601, Україна
e-mail: oolga2005@ukr.net
ORCID 0000-0002-7314-7631

В.Н. БЕЛАВА, к. б. н., доцент, доцент,
ННЦ Інститут біології та медицини,
Київський національний університет ім. Т. Шевченка,
вул. Володимирська 64/13, Київ, 01601, Україна
e-mail: v 987@ukr.net
ORCID 0000-0001-7802-4166

О.О. ПАНЮТА, к. б. н., доцент, доцент,
ННЦ Інститут біології та медицини,
Київський національний університет ім. Т. Шевченка,
Володимирська 64/13, Київ, 01601, Україна
e-mail: panyuta@ukr.net
ORCID 0000-0001-9847-8990

ОЦІНКА БІОХІМІЧНОГО СКЛАДУ БІОМАСИ *PHAEODACTYLUM TRICORNUTUM* BOHLIN (BACILLARIOPHYTA) ТА ЇЇ ПОТЕНЦІЙНОЇ ЦІННОСТІ ЯК ХАРЧОВОГО РЕСУРСУ

Здійснено оцінку вмісту промислово-цінних сполук у біомасі діатомової водорості *Phaeodactylum tricornutum* Bohlin, вирощеної в лабораторному фотобіореакторі закритого типу. Відмічено високий вміст білка (42,33 мг/г сухої речовини), амінокислот (262,5 мкМ/г сухої речовини), зокрема незамінних (56,4 мкМ/г сухої речовини), хлорофілу *a* (7,64 мг/г сухої речовини), каротиноїдів (4,42 мг/г сухої речовини), фукоксантину (3,08 мг/г сухої речовини), сульфохінової діацилгліцеролу (СХДГ) (5,17 мг/г сухої речовини) та ацилкарнітинів (1,77 мкМ/г сухої речовини). *Ph. tricornutum* є перспективним об'єктом для отримання в промислових масштабах повноцінного білка, СХДГ з підвищеним вмістом омега-3 жирних кислот, фукоксантину та хлорофілу *a*.

Ключові слова: мікродорості, *Phaeodactylum tricornutum*, біотехнологія, амінокислоти, білок, хлорофіл, фукоксантин, каротиноїди, СХДГ, ацилкарнітини.

Впродовж останніх років спостерігається стійка тенденція збільшення попиту на мікродорості та продукти їхньої переробки, яка зумовле-

Ц и т у в а н н я: Ольхович О.П., Белава В.Н., Панюта О.О. Оцінка біохімічного складу біомаси *Phaeodactylum tricornutum* Bohlin (Bacillariophyta) та її потенційної цінності як харчового ресурсу. *Гідробіол. журн.* 2026. Т. 62, № 4. С. 82—96.

на необхідністю подолання кризових явищ у сфері глобальної продовольчої безпеки, пов'язаних з дефіцитом традиційних харчових ресурсів та зміною споживчих пріоритетів людини у бік функціонального та нутриціологічно збалансованого харчування. Мікроскопічні водорості є багатим джерелом різних сполук, серед них унікальних метаболітів [13, 22, 28, 41, 42], що мають великий комерційний попит як цінні інгредієнти для харчової, фармацевтичної, нутрицевтичної та медичної галузей [23, 48, 51].

Вирощування водоростей в промислових масштабах для отримання чистої біомаси для харчової промисловості здійснюють у закритих фотобіореакторах, що дозволяє збільшити продуктивність і вихід певних промислово-цінних сполук [26, 34, 38] та уникнути забруднення супутніми видами водоростей, які можуть містити фітотоксини, гепатотоксини, наприклад мікроцистини або нейротоксини, насамперед анатоксин-а [20], іншими мікроорганізмами чи токсичними домішками [21, 44]. Використання фотобіореакторів також сприяє економному використанню штучного світла, яке є дорогим ресурсом, що знижує собівартість отриманої продукції [26, 38].

Пошук перспективних видів мікроводоростей, які дозволять отримувати великі об'єми біомаси та комерційно-цінних сполук, є необхідною умовою для промислового виробництва. Оскільки біологічне різноманіття мікроводоростей нараховує більше 50 000 видів [40], актуальним є питання підбору видів, які будуть простими в культивуванні та відповідати потребам різних галузей.

Цікавими в цьому плані є діатомові водорості, насамперед *Phaeodactylum tricornutum* Bohlin — унікальна морська водорість, біомаса якої може містити 30—60 % білка з повним набором амінокислот, жирні кислоти (включно з 3-омега), пігменти (фукоксантин, хлорофіл *a* та *c*, бета-каротин, ксантофіли (діадиноксантин, діатоксантин), натуральні барвники (золотисто-коричневого або оливкового відтінку). Є дані, що вміст фукоксантину у цієї діатомеї в 10 разів більший, ніж у бурих макроводоростей, вона також синтезує ейкозапентаєнову кислоту, яка є альтернативною риб'ячому жиру у веганському харчуванні та має повний склад білка, включно з усіма незамінними амінокислотами [10, 56]. На сьогодні *Ph. tricornutum* ретельно вивчають як можливе джерело фукоксантину для отримання барвника та інших сполук харчового призначення.

Цей вид вже пройшов ретельну перевірку на безпечність Європейським агентством з безпеки харчових продуктів (EFSA) і отримав статус «Novel Food» (новий харчовий продукт) та в Америці отримав статус GRAS (Generally Recognized as Safe) від FDA, що дозволяє його використання як інгредієнта в продуктах харчування та напоях. Екстракт фукоксантину з *Ph. tricornutum*, який виробляє ізраїльська компанія Algatech під брендом FusoVital є першим у світі, що отримав схвалення FDA як безпечний інгредієнт. У близькому майбутньому передбачається використання *Ph. tricornutum* в сирах, йогуртах, хлібобулочних виробках та дитячому харчуванні [46]. Тільки в Європі цю водорість вже вирощують при-

наймні вісім компаній, досягаючи річного виробництва до 4 т сухої біомаси [3].

На відміну від багатьох інших водоростей, які ростуть у відкритих басейнах, *Ph. tricornutum* частіше вирощують у закритих фотобіореакторах. Унікальна здатність *Ph. tricornutum* полягає в тому, що її можна вирощувати навіть у повній темряві в закритих ферментерах (як дріжджі), додаючи глюкозу або гліцерин, що дозволяє отримувати велику кількість біомаси незалежно від погоди. Це також одна з небагатьох діатомей, яка може жити без кремнієвого панцира, що значно полегшує процес екстракції корисних речовин. Отже, *Ph. tricornutum* має значний потенціал для масштабного промислового культивування [4, 9, 46, 55].

Метою роботи була оцінка вмісту цінних для харчування людини сполук, а саме — білка, амінокислот, ацилкарнітинів, сульфохіновозилдіацилгліцеролу (СХДГ) та пігментів (хлорофілів *a* та *c*, каротиноїдів, фукоксантину) у діатомовій водорості *Ph. tricornutum*, вирощеної у фотобіореакторі закритого типу.

Матеріал і методика досліджень

Об'єктом досліджень слугувала діатомова водорість *Phaeodactylum tricornutum* Bohlin з колекції відділу біотехнології Інституту переробки зерна (м. Нутеталь, Німеччина). Це морська водорість, що характеризується швидким ростом і здатністю накопичувати цінні метаболіти, які важко отримати з інших рослин (каротиноїди, фукоксантин, омега-3 жирні кислоти, незамінні амінокислоти).

Phaeodactylum tricornutum — це унікальна водорість, яка в природних умовах може існувати в трьох основних морфотипах: веретеноподібному, овальному та трипроменевому [25]. Овальний морфотип є переважно бентосним, на відміну від веретеноподібних та трипроменевих клітин, які характерні для планктонних форм цього виду [49, 50]. Вважають, що поліморфізм сприяє пластичності та пристосуванню *Ph. tricornutum* до різних умов існування [8, 15, 45]. Веретеноподібний морфотип поширений в природних водах та культурах *in vitro* [12], трипроменеві клітини надають перевагу лужному середовищу [6], а овальні краще ростуть в несприятливих умовах [11]. Є дані [17, 45], що овальні клітини синтезують більшу кількість білків та пігментів порівняно з веретеноподібними, тоді як у біомасі веретеноподібних клітин накопичуються насамперед ліпіди та вуглеводи. Це може мати значення при промисловому вирощуванні цієї водорості для збільшення в біомасі певних метаболітів з урахуванням попиту на них.

Культуру овальних клітин *P. tricornutum* вирощували в закритому лабораторному фотобіореакторі об'ємом 100 дм³. Живильним середовищем для культивування водоростей було середовище Провасолі [1].

Мікрowodорість вирощували за температури 20—24 °С, високій інтенсивності червоного (~ 750 мкмоль квантів м²/с) та низькій інтенсивності синього світла (~ 100 мкмоль квантів м²/с) в режимі 15 год світла та 9 год темряви за рН = 7,5. Біомасу для дослідження відбирали на 14-й день

після початку культивування (на експоненційній фазі росту), далі її наносили тонким шаром на поліетилен та висушували теплим повітрям впродовж 3—4 год при температурі не вище 60 °С (не допускаючи потрапляння прямих сонячних променів) до повітряно-сухого стану.

Вміст білка визначали колориметричним біуретовим методом [19]. Весь матеріал що залишився на фільтрі з наважки повітряно-сухої біомаси водоростей (0,1 г) після процедури відмивання ацетоном, переносили в пробірку і додавали 4 см³ 2,5 %-вої трихлороцтової кислоти. Після центрифугування впродовж 5 хв при 5000 об/хв супернатант видаляли і всю процедуру повторювали. Потім аналогічну процедуру проводили з використанням 5 см³ дистильованої води, додавали 5 см³ 0,05 н NaOH в пробірку, де містився сухий матеріал, і центрифугували. По закінченні центрифугування відбирали 3 см³ розчину з верхньої фракції і змішували з 0,5 см³ біуретового реактиву (20 г NaOH розчиняли в 0,5 дм³ води, додавали 22 г KNaC₄H₄O₆·4H₂O, 7,5 г CuSO₄ та 12,5 г KI). Оптичну щільність вимірювали при довжині хвилі 550 нм на спектрофотометрі Shimadzu UV-1800.

Вміст амінокислот та ацилкарнітинів визначали методом тандемної мас-спектрометрії [32] за допомогою мас-спектрометра AB Sciex 2000 з автосамплером Ultimate 3000 (Dionex). Для аналізу використовували диск діаметром 3 мм. До кожної проби (20 мм³ екстракту) додавали внутрішній стандарт (суміш мічених дейтерієм амінокислот (або ацилкарнітинів) з відомими концентраціями) в кількості 200 мм³ на зразок. Після інкубації з внутрішнім стандартом зразки висушували та проводили дериватизацію за допомогою 3 н розчину бутанол/HCl. Після висушування зразки розчиняли в реконституційному буфері та завантажували в автосамплер Ultimate 3000.

Для розрахунку кількості амінокислот (ацилкарнітинів) у дослідному зразку попередньо на колонку автоматичного аналізатора наносили стандартну суміш з відомою концентрацією кожної амінокислоти (ацилкарнітину). На хроматограмі розраховували площу піку амінокислоти (ацилкарнітину). Кількість мікромоль для кожної амінокислоти (ацилкарнітину) (X_1) у досліджуваному розчині вираховували за формулою: $X_1 = S_1/S_0$, де S_1 — площа піку амінокислоти (ацилкарнітину) в досліджуваному зразку; S_0 — площа піку цієї амінокислоти (ацилкарнітину) в розчині стандартної суміші амінокислот (ацилкарнітинів), що відповідає 1 мкмоль кожної амінокислоти (ацилкарнітину).

Кількість амінокислот (ацилкарнітинів) в міліграмах отримували множенням кількості мікромоль певної амінокислоти (ацилкарнітину) на відповідну їй (йому) молекулярну масу. Якісний склад суміші амінокислот (ацилкарнітинів) визначали порівнянням хроматограми дослідного зразка зі стандартною сумішшю амінокислот (ацилкарнітинів) [36].

Для визначення сульфоліпиду до ацетонового фільтрату додавали 1 см³ розчину гексан/бензолу (4:1), 2 см³ води та центрифугували при 5000 об/хв протягом 5 хв за кімнатної температури. Після центрифугування до 1 см³, відібраного з нижньої фракції, додавали 1 см³ 0,01 %-вого

азуру (в розчині ацетону) та 2 см³ бензолу і знову центрифугували при 5000 об/хв протягом 5 хв за кімнатної температури. Після центрифугування розчин з верхньої фракції відбирали у кювету та вимірювали оптичну щільність при 610 нм. Розрахунок сульфоліпиду проводили за допомогою стандартної кривої за додецилсульфатом натрію у відповідності до методу Кіна [27].

Для визначення вмісту хлорофілу *a*, хлорофілу *c* та каротиноїдів наважку повітряно-сухої біомаси водоростей (0,1 г) гомогенізували з 0,5 г скляного порошку та 0,5 г безводного Na₂SO₄. Гомогенат перенесли в скляну колонку з фільтром, додавали 3 см³ 90 %-вого ацетону і фільтрували. Екстракт пігментів аналізували на спектрофотометрі Shimadzu UV-1800 за довжини хвиль 665, 645, 630 та 480 нм. Кількісний вміст хлорофілів *a* та *c* і каротиноїдів розраховували за відповідними формулами [47]:

$$C_a = (11,6 \cdot D_{665} - 1,31 \cdot D_{645} - 0,14 \cdot D_{630}) \nu / l \cdot V,$$

$$C_c = (55 \cdot D_{630} - 4,64 \cdot D_{665} - 16,3 \cdot D_{645}) \nu / l \cdot V,$$

$$C_{кар} = 10 \cdot D_{480} \nu / l \cdot V,$$

де: *D* — оптична густина екстракту пігментів за відповідної довжини хвилі, *ν* — об'єм ацетону (см³), *l* — товщина кювети (см), *V* — об'єм витяжки (см³).

Екстракцію фукоксантину здійснювали з 5 см³ центрифугованої культуральної біомаси, яку перед екстракцією ліофілізували. Висушену біомасу змішували зі 100 %-вим етанолом у співвідношенні 1:4 мг:см³ та інкубували при 60 °С протягом 1 год в темряві, щоб запобігти фотодеградації пігменту. Після інкубації суміш центрифугували при 4000 об/хв протягом 10 хв і збирали супернатант, що містив фукоксантин. Вміст фукоксантину визначали спектрофотометрично за допомогою спектрофотометра Shimadzu UV-1800 за довжини хвиль 445 нм (максимальне поглинання для фукоксантину) та 663 нм (для врахування інтерференції хлорофілу). Концентрацію фукоксантину розраховували за рівнянням [52]:

$$C_{фук} = (6,39 \cdot D_{445} - 5,18 \cdot D_{663}).$$

Перерахунок вмісту кожної досліджуваної речовини (білка, амінокислоти, ацилкарнітину, сульфоліпиду, пігмента) на 1 г сухої речовини здійснювали за формулою: $A = CV/P \cdot 1000$, де: *A* — вміст речовини, мг/г або мкМ/г сухої речовини; *C* — концентрація речовини, мг/дм³ або мкМ/дм³; *V* — об'єм витяжки речовини, см³; *P* — наважка рослинного матеріалу, мг.

Визначення ізолейцину, лізину та треоніну не проводили, оскільки ці амінокислоти за наведеною методикою не ідентифікувалися.

Статистичну обробку результатів досліджень здійснювали за допомогою програми Microsoft Office Excel із застосуванням t -критерію Стьюдента. Вони вважалися достовірними за рівня значущості $p \leq 0,05$. Кількість повторів була не менша трьох.

Результати досліджень та їх обговорення

Біохімічний аналіз повітряно-сухої біомаси *Ph. tricornutum* дозволив виявити в ній деякі промислово-цінні сполуки (рис. 1).

Природні пігменти, такі як хлорофіли та каротиноїди, є одними з найбільш затребуваних і цінних метаболітів, що синтезуються водоростями. Їх широко використовують у харчовій, косметичній та фармацевтичній промисловості. Пігменти вживають в їжу як біологічну добавку, що має антиоксидантні, протизапальні, протимутагенні та протимікробні властивості [16].

Каротиноїди, такі як фукоксантин, лютеїн, бета-каротин, лікопін та астаксантин, здебільшого використовуються як дієтичні добавки, харчові фортифікатори та натуральні барвники для рибних, м'ясних, макаронних та кондитерських виробів і напоїв [43], оскільки нове покоління споживачів віддає перевагу натуральним продуктам, що пов'язано зі збільшенням алергічних реакцій та проблем із здоров'ям.

Фукоксантин активно використовують у спортивних харчових добавках, оскільки він сприяє спалюванню жиру в жирових клітинах [29]. Позитивний вплив фукоксантину на здоров'я людини [5, 33] пов'язаний з тим, що він перешкоджає перебігу процесів запалення [24], запобігає ожирінню [18], діабету [58] та ймовірно знижує ризик виникнення ракових клітин [31].

Вміст хлорофілу a у повітряно-сухій біомасі овальних клітин *Ph. tricornutum* дорівнював 7,64 мг/г сухої речовини, хлорофілу c — 3,52 мг/г сухої речовини, загальний вміст каротиноїдів становив 4,42 мг/г сухої речовини, а фукоксантину — 3,08 мг/г сухої речовини.

Вміст пігментів у діатомових водоростей дуже залежить від освітлення та температури. Так, при гарному освітленні і оптимальній температурі переважає хлорофіл a , а у разі зниження інтенсивності освітлення збільшується вміст хлорофілу c та каротиноїдів, зокрема фукоксантину. Це пов'язано з пристосуванням цих водоростей до існування на глибині, оскільки дозволяє ефективніше вловлювати слабке синє та зелене світло, яке краще, ніж червоне, проникає вглиб водойми крізь товщу води [53]. В наших дослідженнях при фототрофному вирощуванні водоростей було застосовано червоне світло високої інтенсивності (~ 750 мкмоль квантів m^2/c) та синє світло низької інтенсивності (~ 100 мкмоль квантів m^2/c), тому вміст хлорофілу a був значно вищим, ніж хлорофілу c та фукоксантину. Існують літературні відомості [14, 37] про те, що за правильно підібраних умов культивування вміст фукоксантину у *Ph. tricornutum* може сягати 25 мг/г сухої речовини. Отже, є значний потенціал для отримання цієї комерційно-цінної речовини біотехнологічним шляхом.

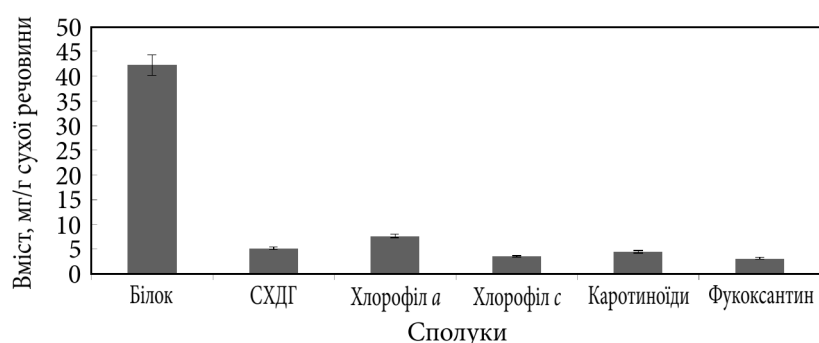


Рис. 1. Вміст промислово-цінних сполук у клітинах водорості *Phaeodactylum tricornutum*

Вміст білка у *Ph. tricornutum* дорівнював 42,33 мг/г. Такий вміст є досить високим для водоростей і засвідчує наявність у цього виду значного потенціалу для отримання харчового білка. Важливою характеристикою харчового білка є його повноцінність, яка залежить від складу та вмісту амінокислот, насамперед незамінних. В результаті проведених досліджень у біомасі *Ph. tricornutum* було виявлено 17 амінокислот, 5 з яких є незамінними (валін, лейцин, метіонін, триптофан та фенілаланін) (рис. 2).

Сумарний вміст визначених амінокислот дорівнював 262,5 мкМ/г сухої речовини. Найвищим вмістом характеризувалися аспарагінова та глутамінова кислоти (відповідно 50,8 та 49,6 мкМ/г сухої речовини), досить високим був вміст валіну (28,8) та проліну (24,8), дещо нижчим — аланіну (18,8), орнітину (17,7), метіоніну (16,4) та гліцину (13,7). Вміст інших амінокислот не перевищував 10 мкМ/г сухої речовини. Сумарний вміст незамінних амінокислот становив 56,4 мкМ/г сухої речовини. Незамінні амінокислоти склали 22 % від загального вмісту визначених амінокислот. Їхній вміст становив: валіну — 28,8, метіоніну — 16,4, фенілаланіну і лейцину — по 4,2, триптофану — 2,8 мкМ/г сухої речовини.

В біомасі *Ph. tricornutum* вміст більше 10 мкМ/г сухої речовини мали вісім амінокислот, а саме: аспарагінова і глутамінова, валін, пролін, аланін, орнітин, метіонін та гліцин. Разом вони склали 220,6 мкМ/г сухої речовини, або 84 % від загального вмісту всіх амінокислот.

У діатомових мікродоростях присутні різні типи ліпідів: жирні кислоти, полярні і неполярні ліпіди, триацилгліцериди, стероїди та оксиліпіни. Клітинна мембрана діатомових водоростей на 15—25 % складається з жирних кислот. Для діатомових водоростей характерні насичені та ненасичені кислоти: із насичених — міристинова (C14:0) і пальмітинова (C16:0) кислоти, а із ненасичених: мононенасичена кислота — пальмітолеїнова (C16:1) та поліненасичені — альфа-ліноленова (C18:3), ейкозапентаєнова (C20:5) і докозагексаєнова (C22:6), які належать до групи омега-3 жирних кислот, та арахідонова (C20:4) і гамма-ліноленова

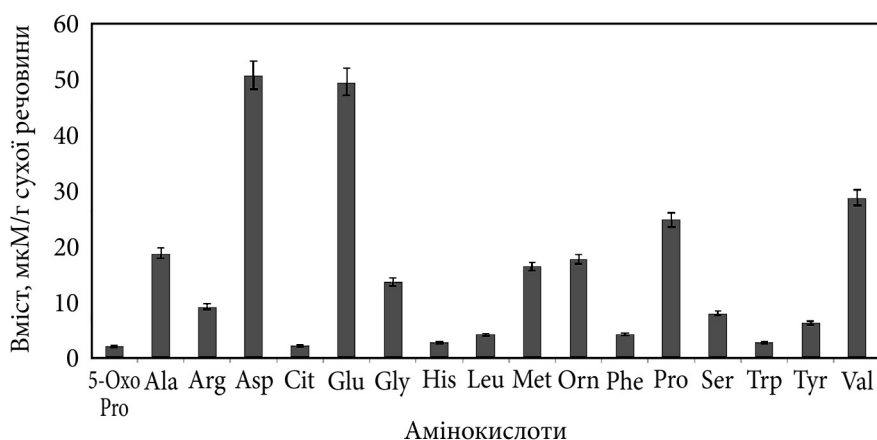


Рис. 2. Вміст амінокислот в клітинах водорості *Phaeodactylum tricornutum*: 5Oxo-Pro — 5-оксипролін; Ala — аланін; Arg — аргінін; Asp — аспарагінова кислота; Cit — цитрулін; Glu — глутамінова кислота; Gly — гліцин; His — гістидин; Leu — лейцин; Met — метіонін; Orn — орнітин; Phe — фенілаланін; Pro — пролін; Ser — серин; Trp — триптофан; Tyr — тирозин; Val — валін

(C18:3) кислоти, які належать до омега-6 жирних кислот [30]. Поліненасичені жирні кислоти за останні роки набули популярності завдяки своїй ролі біологічно-активних речовин та важливих харчових інгредієнтів, які сприяють зміцненню здоров'я людини. При зниженні температури діатомеї синтезують більше поліненасичених жирних кислот, насамперед ейкозапентаєнової. Червоне світло стимулює накопичення ейкозапентаєнової кислоти, тоді як синє світло сприяє синтезу загальних ліпідів та насичених жирних кислот [53]. Отже, ефективним способом збільшення кількості певних жирних кислот у діатомових водоростей є створення контрольованого стресу.

Діатомеї також мають унікальну особливість — мембранну перебудову. Під час азотного голодування вони не лише синтезують нові жири, а й «розбирають» хлоропласти, перетворюючи мембранні ліпіди (моногалактозилдіацилгліцерол, дігалактозилдіацилгліцерол) на запасні жири (триацилгліцероли) ліпідних краплин [39].

Особливим класом мембранних ліпідів, які замість залишку фосфорної кислоти (як у фосfolіпідів) містять сульфогрупу, є сульфоліпіди. Найпоширенішим представником є сульфохіновозилдіацилгліцерол (СХДГ) — унікальний сульфоліпід, який завдяки своїй структурі (поєднанню сульфованого цукру та залишків жирних кислот) має широкий спектр біологічної активності.

Висока концентрація СХДГ є однією з причин, чому діатомові водорості вважаються цінною сировиною для фармакології, адже саме цей ліпід в поєднанні з жирними кислотами відповідає за антивірусні та протипухлинні властивості екстрактів [2]. У структурі СХДГ діатомових водоростей часто міститься ейкозапентаєнова кислота [57], тому споживан-

ня таких сульфоліпідів покращує засвоюваність омега-3 жирних кислот порівняно зі звичайними жирами. Основною перешкодою для широкого використання цієї сполуки є складність її отримання в чистому вигляді. Очищення СХДГ від інших ліпідів (фосфоліпідів та галактоліпідів) є дороговартісним процесом, що потребує використання високоефективної рідинної хроматографії.

Основним джерелом для промислового отримання СХДГ є морські мікроводорості та ціанобактерії. Діатомові водорості вирізняються серед усіх фотосинтезуючих організмів аномально високим вмістом СХДГ (5—10 мг/г сухої речовини, або відповідно 5—10 % від загального вмісту ліпідів). У *Ph. tricornutum* цей сульфоліпід є одним із домінуючих компонентів мембран хлоропластів і складає 25—35 % [57].

Нами було визначено вміст СХДГ в біомасі *Ph. tricornutum* за фототрофного культивування, який дорівнював 5,17 мг/г сухої речовини. Оскільки вміст СХДГ не є сталим і сильно залежить від зовнішніх чинників, таких як вміст у середовищі фосфору та азоту, або інтенсивності (за низької інтенсивності вміст збільшується) та спектрального складу світла, його можна регулювати під час промислового отримання.

Ацилкарнітини є важливими сполуками в ліпідному метаболізмі клітини, які задіяні в процесі бета-окиснення жирних кислот, що здійснюється в мітохондріях. Довголанцюгові жирні кислоти самостійно не можуть проникнути крізь внутрішню мембрану мітохондрій, їхнє транспортування відбувається за допомогою карнітинового пулу через утворення ацилкарнітину. Жирна кислота спочатку активується до ацил-КоА, потім з'єднується з карнітином за допомогою ферменту карнітин-трансферази утворюючи ацилкарнітин, який легко транспортується всередину мітохондрії через спеціальний білок-переносник. Всередині мітохондрії фермент карнітин-трансфераза від'єднує жирну кислоту (знову у вигляді ацил-КоА), а вільний L-карнітин повертається назад для наступного використання. Ацил-КоА всередині мітохондрії під час бета-окиснення утворює енергію у вигляді АТФ. Отже, ацилкарнітини є транспортною формою довголанцюгових жирних кислот, що дозволяє клітині використовувати жири як джерело енергії.

Є припущення, що рослинні ацилкарнітини, на відміну від тваринних, крім транспортування жирних кислот до мітохондрій, також можуть бути залучені до транспортування жирних кислот синтезованих *de novo* з пластид до ендоплазматичного ретикулуму для синтезу специфічних гліцероліпідів. Крім того, вони можуть виконувати антиоксидантні та осмолітичні функції під час стресу. Те, що рослинні ацилкарнітини є залученими до синтезу і накопичення мембранних і запасних ліпідів в рослинних клітинах, суттєво відрізняє їх від тваринних ацилкарнітинів, які задіяні виключно в мітохондріальному бета-окисненні жирних кислот [7, 35].

Цікаво було з'ясувати склад та визначити вміст ацилкарнітинів у біомасі досліджуваної діатомової мікроводорості. В результаті проведених досліджень у *Ph. tricornutum* нами було ідентифіковано 15 ацил-

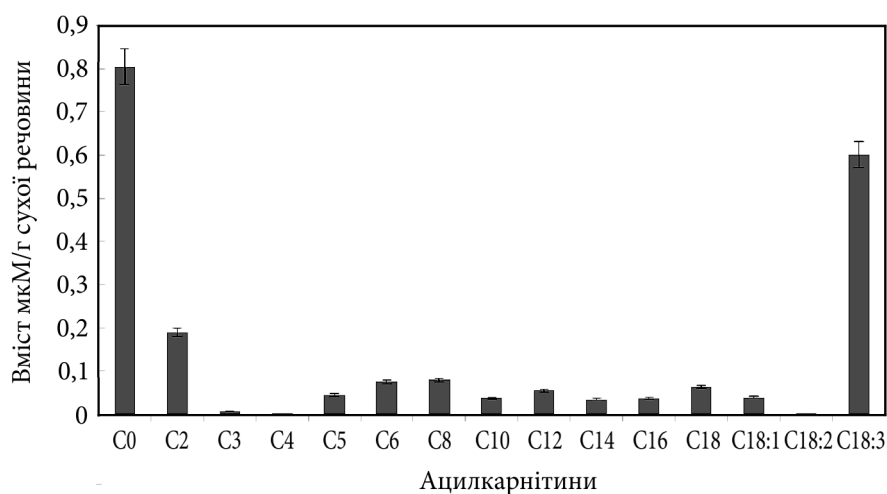


Рис. 3. Вміст ацилкарнітинів у клітинах водорості *Phaeodactylum tricornutum*: C0 — вільний карнітин; C2 — ацетилкарнітин; C3 — пропіонілкарнітин; C4 — бутирилкарнітин; C5 — ізовалерилкарнітин; C6 — гексанойлкарнітин; C8 — октанойлкарнітин; C10 — деканойлкарнітин; C12 — лаурилкарнітин; C14 — міристилкарнітин; C16 — пальмітоїлкарнітин; C18 — стеарилкарнітин; C18:1 — олеїлкарнітин; C18:2 — ленолеїлкарнітин; C18:3 — α -ліноленілкарнітин

карнітинів (рис. 3). Загальний вміст визначених ацилкарнітинів дорівнював 1,77 мкМ/г сухої речовини, що значно більше, ніж в інших рослинних продуктах (авокадо, моркві, цвітній капусти, цільнозерновому хлібі), де він становить 0,1—1,0 мкМ/г сухої речовини [7].

Найвищим вмістом в біомасі *Ph. tricornutum* характеризувалися C0 — вільний карнітин (0,80 мкМ/г сухої речовини), C18:3 — α -ліноленілкарнітин (0,30 мкМ/г сухої речовини) та C2 — ацетилкарнітин (0,19 мкМ/г сухої речовини). Вміст цих трьох ацилкарнітинів становив 73 %. Вміст 12 інших ацилкарнітинів був значно нижчим (від 0 до 0,08 мкМ/г сухої речовини) і загалом дорівнював 0,48 мкМ/г сухої речовини (27 %). Серед ацилкарнітинів, які мали підвищений вміст у *Ph. tricornutum*, особливої уваги заслуговує C18:3 — α -ліноленілкарнітин, який є переносником α -ліноленової (C18:3n3) омега-3 поліненасиченої жирної кислоти, однієї з двох абсолютно незамінних для харчування людини жирних кислот [54].

Цікавим в плані використання для веганського харчування людини ацилкарнітином, що міститься у *Ph. tricornutum*, крім C18:3 — α -ліноленілкарнітину, може бути C18:2 — α -ленолеїлкарнітин, який у своєму складі містить омега-6 поліненасичену лінолеву кислоту (C18:2n6), але, на жаль, його вміст за застосованих умов культивування дорівнював лише 0,001 мкМ/г сухої речовини. Можливо завдяки регуляції і підбору сприятливих для синтезу жирних кислот, а відповідно і ацилкарнітинів, умов культивування, його вміст можна збільшити за умов керованого біосинтезу. Це важливо, у зв'язку з попитом на рослинні ацилкарнітини, які використовують як сировину для виробництва веганських біологічно ак-

тивних добавок, спрямованих на енергетичну підтримку здоров'я людини.

Заключення

Біомаса діатомової мікроводорості *Ph. tricornutum* може бути потенційною сировиною для багатьох галузей біотехнології та джерелом широкого спектру біологічно цінних сполук для харчової промисловості.

За культивування *Ph. tricornutum* в закритих фотобіореакторах овальні клітини водорості містять цінні інгредієнти — фотосинтетичні пігменти (каротиноїди — 4,42 мг/г сухої речовини, фукоксантин — 3,08, хлорофіл *a* — 7,64, хлорофіл *c* — 3,52 мг/г), білок (42,33 мг/г сухої речовини), амінокислоти (262,5 мкМ/г сухої речовини, серед них незамінні — 56,4 мкМ/г сухої речовини), СХДГ — 5,17 мг/г сухої речовини та ацилкарнітини — 1,77 мкМ/г сухої речовини.

За фототрофного вирощування *Ph. tricornutum* в оптимальних температурних умовах (20—24 °С) із застосуванням інтенсивного червоного світла (~ 750 мкмоль квантів м²/с) та синього світла низької інтенсивності (~ 100 мкмоль квантів м²/с) вміст хлорофілу *a* був значно вищим, ніж хлорофілу *c* та фукоксантину. За потреби вміст фукоксантину можна збільшити за рахунок зменшення інтенсивності червоного та збільшення інтенсивності синього світла і застосування екстремальних температур.

Серед 17 ідентифікованих амінокислот найвищим вмістом характеризувалися аспарагінова і глютамінова кислоти, приблизно вдвічі нижчим був вміст валіну і проліну, ще нижчим — аланіну, орнітину, метіоніну та гліцину. Сумарний вміст п'яти незамінних амінокислот (валіну, метіоніну, фенілаланіну, лейцину та триптофану) становив 22 % від загальної маси амінокислот.

В біомасі *Ph. tricornutum* ідентифіковано 15 ацилкарнітинів, загальний вміст яких становив 1,77 мкМ/г сухої речовини. Високим був вміст трьох ацилкарнітинів: С:0 — вільного карнітину (0,80 мкМ/г сухої речовини), С18:3 — α -ліноленілкарнітину (0,30 мкМ/г сухої речовини) та С2:0 — ацетилкарнітину (0,19 мкМ/г сухої речовини).

Високий вміст СХДГ (5,17 мкМ/г сухої речовини) в біомасі *Ph. tricornutum*, що завдяки своїй унікальній структурі має широкий спектр біологічної активності, підвищує її промислово цінність.

Біомаса *Ph. tricornutum* є цінною для здорового харчування людини, зокрема веганського, оскільки її вживання сприятиме покращенню когнітивних функцій та загального стану людини завдяки зменшенню процесів, що спричиняють запалення, ожиріння та діабет.

Список використаної літератури

1. Гродзинский А.М., Гродзинский Д.М. Краткий справочник по физиологии растений. Киев, 1973. 592 с.
2. Arao T., Kawaguchi A., Yamada M. Positional distribution of fatty acids in lipids of the marine diatom *Phaeodactylum tricornutum*. *Phytochemistry*. 1987. Vol. 26, N 9. P. 2573—2576.

3. Araújo R., Calderón F.V., López J.S. et al. Current status of the algae production industry in Europe: An Emerging Sector of the Blue Bioeconomy. *Front. Mar. Sci.* 2021. Vol. 7. Article N 626389. DOI:10.3389/fmars.2020.626389
4. Araya E., Flaig D., Gómez P.I. The combined effect of nitrogen source and silicate availability on the growth of the eicosapentaenoic acid-producing diatom *Phaeodactylum tricornutum*. *J. Appl. Phycology.* 2025. Vol. 37, N 2. P. 735—744. DOI:10.1007/s10811-024-03417-5
5. Bae M., Kim M.B., Park Y.K., Lee J.Y. Health benefits of fucoxanthin in the prevention of chronic diseases. *Biochim. Biophys. Acta. Mol. Cell Biol. Lipids.* 2020. Vol. 1865, N 11. Article N 158618. DOI: 10.1016/j.bbalip.2020.158618
6. Bartual A., Gálvez J. A., Ojeda F. Phenotypic response of the diatom *Phaeodactylum tricornutum* Bohlin to experimental changes in the inorganic carbon system. *Botanica Marina.* 2008. Vol. 51, N 5. P. 350—359. DOI: 10.1515/BOT.2008.047
7. Bourdin B., Adenier H., Perrin Y. Carnitine is associated with fatty acid metabolism in plants. *Plant Physiol. Biochem.* 2007. Vol. 45, N 12. P. 926—931. DOI: 10.1016/j.plaphy.2007.09.009
8. Butler T., Kapoore R. V., Vaidyanathan S. *Phaeodactylum tricornutum*: A Diatom Cell Factory. *Trends Biotechnol.* 2020. Vol. 38, N 6. P. 606—622. Doi: 10.1016/j.tibtech.2019.12.023
9. Chisti Y. Biodiesel from microalgae. *Biotechnology Advances.* 2007. Vol. 25, N 3. P. 294—306. DOI: 10.1016/j.biotechadv.2007.02.001.
10. Chrismadha T., Borowitzka M. A. Effect of cell density and irradiance on growth, proximate composition and eicosapentaenoic acid production of *Phaeodactylum tricornutum* grown in a tubular photobioreactor. *J. Appl. Phycol.* 1994. Vol. 6. P. 67—74. DOI:10.1007/BF02185906
11. De Martino A., Bartual A., Willis A. et al. Physiological and molecular evidence that environmental changes elicit morphological interconversion in the model diatom *Phaeodactylum tricornutum*. *Protist.* 2011. Vol. 162, N 3. P. 462—481. DOI: 10.1016/j.protis.2011.02.002
12. De Martino A., Meichenin A., Shi J., Pan K. Bowler C. Genetic and phenotypic characterization of *Phaeodactylum tricornutum* (Bacillariophyceae) accessions. *J. Phycol.* 2007. Vol. 43, N 5. P. 992—1009. DOI: 10.1111/j.1529-8817.2007.00384.x
13. Dolganyuk V., Belova D., Babich O. et al. Microalgae: A promising source of valuable bioproducts. *Biomolecules.* 2020. Vol. 10, N 8. Article N 1153. DOI: 10.3390/biom10081153
14. Elshobary M.E., Abo-Shanab W.A., Ende S.S.W. et al. Optimizing *Phaeodactylum tricornutum* cultivation: integrated strategies for enhancing biomass, lipid, and fucoxanthin production. *Biotechnol. Biofuels Bioprod.* 2025. Vol. 18, N 1. Article N 7. DOI: 10.1186/s13068-024-02602-5
15. Falciatore A., Jaubert M., Bouly J. P. et al. Diatom molecular research comes of age: model species for studying phytoplankton biology and diversity. *Plant Cell.* 2020. Vol. 32, N 3. P. 547—572. DOI: 10.1105/tpc.19.00158
16. Ferreira V.S., Sant'Anna C. Impact of culture conditions on the chlorophyll content of microalgae for biotechnological applications. *World J. Microbiol. Biotechnol.* 2017. Vol. 33, N 1. Article N 20. DOI: 10.1007/s11274-016-2181-6
17. Galas L., Burel C., Schapman D. et al. Comparative structural and functional analyses of the fusiform, oval, and triradiate morphotypes of *Phaeodactylum tricornutum* Pt3 strain. *Front. Plant Sci.* 2021. Vol. 12. Article N 638181. DOI:10.3389/fpls.2021.638181
18. Gammone M. A., D'Orazio N. Anti-obesity activity of the marine carotenoid fucoxanthin. *Marine Drugs.* 2015. Vol. 13, N 4. P. 2196—2214. DOI:10.3390/md13042196
19. Gornall A.G., Bardawill C. J., David M. M. Determination of serum proteins by means of the biuret reaction. *J. Biol. Chem.* 1949. Vol. 177, N 2. P. 751—766.

20. Grobbelaar J.U. Quality control and assurance: crucial for the sustainability of the applied phycology industry. *J. Appl. Phycol.* 2003. Vol. 15, N 2/3. P.209—215. DOI:10.1023/A:1023820711706
21. Gulati O.P., Ottaway P.B. Legislation relating to nutraceuticals in the European Union with a particular focus on botanical-sourced products. *Toxicology.* 2006. Vol. 221, N 1. P. 75—87. DOI:10.1016/j.tox.2006.01.014
22. Herrero M., Castro-Puyana M., Mendiola J.A. et al. Compressed fluids for the extraction of bioactive compounds. *Trends Anal. Chem.* 2013. Vol. 43. P. 67—83. DOI:10.1016/j.trac.2012.12.008
23. Ibáñez E., Cifuentes A. Benefits of using algae as natural sources of functional ingredients. *J. Sci. Food Agric.* 2013. Vol. 93, N 4. P. 703—709. DOI: 10.1002/jsfa.6023
24. Jin W., Yang L., Yi Z. et al. Anti-inflammatory effects of fucoxanthinol in LPS-induced RAW264. 7 Cells through the NAAA-PEA pathway. *Marine Drugs.* 2020. Vol. 18, N 4. Article N 222. DOI:10.3390/md18040222
25. Johansen J.R. Morphological variability and cell wall composition of *Phaeodactylum tricornutum* (Bacillariophyceae). *Great Basin Naturalist.* 1991. Vol. 51, N 4. P. 310—315. Doi: 10.2307/41712676
26. Jorquera O., Kiperstok A., Sales E.A. et al. Comparative energy life-cycle analyses of microalgal biomass production in open ponds and photobioreactors. *Bioresour. Technol.* 2010. Vol. 101, N 4. P. 1406—1413. DOI:10.1016/j.biortech.2009.09.038
27. Kean E. A rapid sensitive spectrophotometric method for quantitative determination of sulfatides. *J. Lipid Res.* 1968. Vol. 9. P. 319—329.
28. Klochenko P.D. Amines as endometabolites and exometabolites of algae. *Hydrobiol. J.* 1996. Vol. 32, N 5—6. P. 132—152.
29. Maeda H., Hosokawa M., Sashima T. et al. Fucoxanthin from edible seaweed, *Undaria pinnatifida*, shows antiobesity effect through UCP1 expression in white adipose tissues. *Biochem. Biophys. Res. Commun.* 2005. Vol. 332, N 2. P. 392—397. DOI: 10.1016/j.bbrc.2005.05.002
30. Manning S.R. Microalgal lipids: biochemistry and biotechnology. *Curr. Opin. Biotechnol.* 2022. Vol. 74. P. 1—7. DOI:10.1016/j.copbio.2021.10.018
31. Martin L. J. Fucoxanthin and its metabolite fucoxanthinol in cancer prevention and treatment. *Marine Drugs.* 2015. Vol. 13, N 8. P. 4784—4798. DOI:10.3390/md13084784
32. Mikhaylova S.V., Baydakova G.V., Boukina A.M. et al. Combination of tandem mass spectrometry and lysosomal enzymes analysis-effective tool for selective screening for IEM in neurological clinic. *J. Inherit. Metab. Dis.* 2004. Vol. 27, N 1. P. 39.
33. Miyashita K., Beppu F., Hosokawa M. et al. Nutraceutical characteristics of the brown seaweed carotenoid fucoxanthin. *Arch. Biochem. Biophys.* 2020. Vol. 686. Article N 108364. DOI:10.1016/j.abb.2020.108364
34. Mobin S.M.A., Chowdhury H., Alam F. Commercially important bioproducts from microalgae and their current applications — A review. *Energy Procedia.* 2019. Vol. 160. P. 752—760. DOI: 10.1016/J.EGYPRO.2019.02.183
35. Nguyen P.J., Rippa S., Rossez Y., Perrin Y. Acylcarnitines participate in developmental processes associated to lipid metabolism in plants. *Planta.* 2016. Vol. 243, N 4. P. 1011—1022. DOI: 10.1007/s00425-016-2465-y
36. Ovchynnikov Yu.A. New methods of analysis of amino acids, peptides and proteins. Moscow, 1974. 154 p.
37. Pang Y., Duan LQ., Song B. et al. A Review of fucoxanthin biomanufacturing from *Phaeodactylum tricornutum*. *Bioprocess Biosyst. Eng.* 2024. Vol. 47, N 12. P. 1951—1972. DOI: 10.1007/s00449-024-03039-8.
38. Pérez-López P., de Vree J.H., Feijoo G. et al. Comparative life cycle assessment of real pilot reactors for microalgae cultivation in different seasons. *Appl. Energy.* 2017. Vol. 205. P. 1151—1164. DOI:10.1016/j.apenergy.2017.08.102

39. Renaud S.M., Thinh L.V., Lambrinidis G., Parry D.L. Effect of temperature on growth, chemical composition and fatty acid composition of tropical Australian microalgae grown in batch cultures. *Aquaculture*. 2002. Vol. 211, N 1—4. P. 195—214.
40. Richmond A. Handbook of microalgal culture: biotechnology and applied phyecology. Oxford (OX, UK); Ames (Iowa, USA), 2004.
41. Rodríguez-Meizoso I., Jaime L., Santoyo S. et al. Subcritical water extraction and characterization of bioactive compounds from *Haematococcus pluvialis* microalga. *J. Pharm. Biomed. Anal.* 2010. Vol. 51, N 2. P. 456—463. DOI: 10.1016/j.jpba.2009.03.014
42. Sakevich A.I., Klochenko P.D. Free amino acids in ecological metabolism of algae. *Hydrobiol. J.* 1998. Vol. 34, N 6. P. 70—79.
43. Santo G.E., Barros A., Costa M. et al. *Scenedesmus rubescens* heterotrophic production strategies for added value biomass. *Marine Drugs*. 2023. Vol. 21, N 7. Article N 411. DOI: 10.3390/md21070411
44. Serra A.R., Costa L. Process and product control in an industrial scale microalgae production plant. *Tecnico Lisboa*. Conference Proceeding, 2015.
45. Song Z., Lye G. J. Parker, B. M. Morphological and biochemical changes in *Phaeodactylum tricornutum* triggered by culture media: Implications for industrial exploitation. *Algal Res.* 2020. Vol. 47. Article N 101822. DOI: 10.1016/j.algal.2020.101822
46. Soni U., Rahangdale S., Mourya M., Vinayak V. Metabolism and transcriptome stress in Diatom *Phaeodactylum tricornutum* for value-added products. *Diatom Cultivation for Biofuel, Food and High Value Products*. Printed in the USA, 2025. P. 167—201. <https://doi.org/10.1002/9781394174980.ch7>
47. Strickland J.D.H., Parsons T.R. A practical handbook of seawater analysis. Pigment analysis. Bulletin / Fisheries Research Board of Canada. 1968. 167 p.
48. Subhadra B. Algal biorefinery-based industry: an approach to address fuel and food insecurity for a carbon-smart world. *J. Sci. Food Agric.* 2011. Vol. 91, N 1. P. 2—13. DOI: 10.1002/jsfa.4207
49. Tesson B., Gaillard C., Martin-Jézéquel V. Insights into the polymorphism of the diatom *Phaeodactylum tricornutum* Bohlin. *Bot. Mar.* 2009. Vol. 52, N 12. P. 104—116. DOI:10.1515/BOT.2009.012
50. Vartanian M., Desclé, J., Quinet M. Et al. Plasticity and robustness of pattern formation in the model diatom *Phaeodactylum tricornutum*. *New Phytol.* 2009. Vol. 182, N 2. P. 429—442. DOI: 10.1111/j.1469-8137.2009.02769.x
51. Volk R.B., Furkert F.H. Antialgal, antibacterial and antifungal activity of two metabolites produced and excreted by cyanobacteria during growth. *Microbiol. Res.* 2006. Vol. 161, N 2. P. 180—186. DOI: 10.1016/j.micres.2005.08.005
52. Wang L.J., Fan Y., Parsons R. et al. A rapid method for the determination of fucoxanthin in diatom. *Marine Drugs*. 2018. Vol. 16, N 1. Article N 33. DOI:10.3390/md16010033
53. Wang W., Yu L.J., Xu C. et al. Structural basis for blue-green light harvesting and energy dissipation in diatoms. *Science*. 2019. Vol. 363, N 6427. Article N eaav0365. DOI: 10.1126/science.aav0365
54. Whitney E., Rolfes S. R. Understanding Nutrition. 11th Edition. Thomson Higher Education, Belmont, 2008. 154 p.
55. Yang Z.K., Niu Y.F., Ma Y.H. et al. Molecular and cellular mechanisms of neutral lipid accumulation in diatom following nitrogen deprivation. *Biotechnol. Biofuels*. 2013. Vol. 6, N 1. Article N 67. Doi:10.1186/1754-6834-6-67.
56. Yang Y., Du L., Hosokawa M. et al. Fatty acid and lipid class composition of the microalga *Phaeodactylum tricornutum*. *J. Oleo Sci.* 2017. Vol. 66, N 4. P. 363—368. DOI:10.5650/jos.ess16205
57. Yongmanitchai W., Ward O.P. Positional distribution of fatty acids, and molecular species of polar lipids, in the diatom *Phaeodactylum tricornutum*. *J. Gen. Microbiol.* 1993. Vol. 139, N 3. P. 465—472. DOI: 10.1099/00221287-139-3-465

58. Zhang Y., Xu W., Huang X. et al. Fucoxanthin ameliorates hyperglycemia, hyperlipidemia and insulin resistance in diabetic mice partially through IRS-1/PI3K/Akt and AMPK pathways. *J. Funct. Foods*. 2018. Vol. 48. P. 515—524. DOI:10.1016/j.jff.2018.07.048

Надійшла 20.02.2026

O.O. Olkhovych, PhD (Biol.), Assoc. Prof., Assoc. Prof.,
Institute of Biology and Medicine, Taras Shevchenko National University of Kyiv,
Volodymyrska Str., 64/13, Kyiv, 01601, Ukraine
e-mail: oolga2005@ukr.net
ORCID 0000-0002-7314-7631

O.O. Panyuta, PhD (Biol.), Assoc. Prof., Assoc. Prof.,
Institute of Biology and Medicine, Taras Shevchenko National University of Kyiv,
Volodymyrska Str., 64/13, Kyiv, 01601, Ukraine
e-mail: panyuta@ukr.net
ORCID 0000-0001-9847-8990

V.N. Belava, PhD (Biol.), Assoc. Prof., Assoc. Prof.,
Institute of Biology and Medicine, Taras Shevchenko National University of Kyiv,
Volodymyrska Str., 64/13, Kyiv, 01601, Ukraine
e-mail: v 987@ukr.net
ORCID 0000-0001-7802-4166

ASSESSMENT OF THE BIOCHEMICAL COMPOSITION OF THE BIOMASS OF THE
DIATOM ALGA PHAEODACTYLUM TRICORNUTUM TO DETERMINE ITS
POTENTIAL VALUE AS A FOOD RESOURCE

The content of industrially valuable compounds in the biomass of the diatom *Phaeodactylum tricornutum* Bohlin cultivated in a closed-type laboratory photobioreactor was assessed. A high content of protein (42.33 mg/g dry matter), amino acids (262.5 µM/g dry matter), including essential amino acids (56.4 µM/g dry matter), chlorophyll *a* (7.64 mg/g dry matter), total carotenoids (4.42 mg/g dry matter), fucoxanthin (3.08 mg/g dry matter), sulfoquinovosyldiacylglycerols (SQDG) (5.17 mg/g dry matter), and acylcarnitines (1.77 µM/g dry matter) was observed. *Ph. tricornutum* is a promising organism for the industrial-scale production of high-quality protein, SQDG with an increased content of omega-3 fatty acids, fucoxanthin, and chlorophyll *a*.

Keywords: microalgae, *Phaeodactylum tricornutum*, biotechnology, amino acids, protein, chlorophyll, fucoxanthin, carotenoids, SQDG, acylcarnitines.

УДК 582.26/.279+604:631.8

Ф.П. ТКАЧЕНКО, д. б. н., проф., завідувач кафедри,
Одеський національний університет імені І.І. Мечникова,
вул. Змієнка Всеволода, 2, Одеса, 65028, Україна
e-mail: tvf@ukr.net
ORCID 0000-0001-5769-5120

В.О. ІВАНИЦЯ, д. б. н., проф., член-кор. НАНУ, проректор,
Одеський національний університет імені І.І. Мечникова,
вул. Змієнка Всеволода, 2, Одеса, 65028, Україна
ORCID 0000-0001-5325-3800

І.В. СТРАШНОВА, к. т. н., ст. наук. співроб., ст. дослідник,
Одеський національний університет імені І.І. Мечникова,
вул. Змієнка Всеволода, 2, Одеса, 65028, Україна
e-mail: fabiyanska@ukr.net
ORCID 0000-0002-4264-466X

О.В. АНДРЮЩЕНКО, аспірант,
Одеський національний університет імені І.І. Мечникова,
вул. Змієнка Всеволода, 2, Одеса, 65028, Україна
ORCID 0009-0004-6951-2175

О.О. КОВТУН, к. б. н., доц., завідувач гідробіологічної станції,
Одеський національний університет імені І.І. Мечникова,
вул. Змієнка Всеволода, 2, Одеса, 65028, Україна
ORCID 0000-0001-8820-5606

М.Б. ГАЛКІН, к. б. н., доц., доцент кафедри,
Одеський національний університет імені І.І. Мечникова,
вул. Змієнка Всеволода, 2, Одеса, 65028, Україна
ORCID 0000-0002-4957-7148

ШТОРМОВІ ВИКИДИ ЧОРНОМОРСЬКИХ ВОДОРОСТЕЙ ТА ЇХНІЙ БІОТЕХНОЛОГІЧНИЙ ПОТЕНЦІАЛ

Проведено дослідження видового та біохімічного складу водоростей-макрофітів у штормових викидах Одеської затоки Чорного моря (Україна) та оцінено їхній потенціал як сировини для виробництва біодобрив. Показано, що у серпні 2025 р. на узбережжі затоки накопичувалося близько 47 т водоростей, серед яких домінували зелені (сім видів) та червоні водорості (шість), причому *Cladophora vadorum* (Aresch.) Kütz. та *Ulva flexuosa* Wulfen становили близько 97 % цієї біомаси. У штормових викидах водоростей за хімічним складом переважали полісахариди (41,1 %), зазначено підвищений вміст калію ($12,0 \pm 0,2$ мг/г) та помірний — йоду

Ц и т у в а н н я: Ткаченко Ф.П., Іваниця В.О., Страшнова І.В., Андрющенко О.В., Ковтун О.О., Галкін М.Б. Штормові викиди чорноморських водоростей та їх біотехнологічний потенціал. *Гідробіол. журн.* 2026. Т. 62, № 4. С. 97—109.

($17,0 \pm 0,8$ мкг/г), присутні триметилоцтова кислота та ряд амінокислот. Спостерігалось значне заселення цієї біомаси аеробними мезофільними мікроорганізмами ($2,5 \pm 0,3$) · 10^6 КУО/г) і мікроміцетами ($8,0 \pm 1,2$) · 10^3 КУО/г). На таломат водоростей можуть закріплюватися та утворювати розвинуті біоплівки штучно привнесені мікробні комплекси. Отримані результати вказують на те, що штормові викиди чорноморських водоростей можуть слугувати основою для створення біодобрив із залученням корисних мікроорганізмів.

Ключові слова: водорості-макрофіти, біохімічний склад, біоплівка, мікроорганізми, Чорне море.

Штормові викиди водоростей використовують у сільському господарстві як добрива, відносно багаті на калій, фосфор та інші мінеральні компоненти [31]. В екстрактах водоростей містяться природні фітогормони, що стимулюють ріст рослин, такі як індолілоцтова кислота, гібереллова кислота, абсцизова кислота та цитокиніни [27, 32]. Крім того, в екстрактах морських водоростей були ідентифіковані й інші важливі біологічно активні речовини, зокрема полісахариди, поліаміни, феноли, бетайні, ліпіди, білки, цукрові спирти, альгінати та ламінарини [5].

Препарати на основі водоростей становлять близько 44 % європейського ринку біостимуляторів. Щорічно як біодобавки до кормів та біостимулятори використовується понад 15 млн. т продуктів на основі морських водоростей [11]. Екстракти водоростей застосовують для позакореневого обприскування рослин, обробки насіння або для внесення в ґрунт, наприклад, сумісно зі стартовими добривами за технологією «in-furrow», з метою стимуляції росту кореневої системи, покращення умов живлення, підвищення стресостійкості, урожайності та якості багатьох культур [2, 7, 18, 19, 24].

Встановлено, що екстракти морських водоростей підвищують активність ферментів, що асимілюють азот (зокрема, глутамінсинтезний цикл), оптимізують експресію генів, які беруть участь у фіксації вуглецю, що призводить до підвищення ефективності фотосинтезу. Позитивний вплив екстрактів морських водоростей при обробці насіння пов'язують з високим вмістом фітогормонів [8, 24]. У рослин з ділянок, збагачених біомасою водоростей, визначається більша кількість фітогормонів, посилюється антиоксидантний захист [15].

Великі маси штормових викидів водоростей, з одного боку, є складним екологічним стресовим чинником, який провокує каскад негативних змін у прибережних екосистемах, що проявляється у зміні біогеохімічних циклів, утворенні біоплівки, деградації біотопів, втраті біорізноманіття та призводить до суттєвого зменшення рекреаційної привабливості узбережжя [6]. А з іншого боку, вони можуть бути цінним джерелом біологічно активних сполук та біомаси для потреб сільського господарства [31]. Використання висушених подрібнених водоростей дозволяє покращити схожість, ріст та врожайність рослин, серед іншого за стресових умов [15]. У ґрунті зростає вміст доступного калію, магнію, фосфору та кількості бактерій, здатних стимулювати ріст рослин [10].

Використання викинутих штормом водоростей як морського біологічного ресурсу може бути економічно вигідним і сприяти покращенню екологічної ситуації на чорноморському узбережжі [29].

Метою роботи було дослідження запасів, видового і біохімічного складу штормових викидів водоростей-макрофітів Одеської затоки Чорного моря і надання рекомендацій щодо їх можливого практичного використання.

Матеріал і методика досліджень

Вивчення штормових викидів морських водоростей проводили в прибережній зоні Одеської затоки Чорного моря в серпні 2025 р. Для цього використовували маршрутний метод уздовж берегової рекреаційної зони затоки (рис. 1), починаючи від її північно-східної частини (пляж «Лузанівка») до південно-західної частини (пляж «Дача Ковалевського»).

На кожній станції відбирали по три проби, для чого використовували облікову рамку розміром 25×25 см (0,0625 м²). Біомасу штормових викидів розраховували на квадратний метр берегової площі викидів. В подальшому ці дані були використані для розрахунку біомаси водоростей, викинутих на берег, уздовж берегової лінії Одеської затоки.

В лабораторних умовах видовий склад водоростей штормових викидів визначали під світловим мікроскопом Carl Zeiss RF 2 (Німеччина), користуючись посібником [3]. Валідність назв видів водоростей перевіряли за відомим зведенням [13]. Також визначали співвідношення водоростей різних таксономічних груп у складі штормових викидів.

Для дослідження біохімічного складу водоростей відбирали наважку (100 г) штормових викидів. Вміст полісахаридів (% від сирої маси) у водоростях визначали методом HPLC-хроматографії [28]. Крім полісахаридів у біохімічному складі водоростей виявляли елементи і речовини, корисні з точки зору використання біомаси водоростей як добрив, а саме — йод, калій, азот, триметилоцтову кислоту, лізин, тирозин, аргінін, глютамінову кислоту за стандартними методиками [1].

Для визначення кількості мікроорганізмів наважку 1 г водоростей суспендували у 9 см³ стерильного фізіологічного розчину, готували десятикратні розведення (до 10⁻⁷). Із приготованих розведень по 0,1 см³ суспензій висівали на відповідні середовища. Для визначення загальної кількості мезофільних аеробних і факультативно-аеробних споротвірних бактерій посіви здійснювали на поверхню живильного агару (Nutrient Agar, Biolife Italiana S.r.l., Milan, Italy). При цьому для виявлення споротвірних бактерій суспензії мікроорганізмів (у розведеннях 10⁻¹, 10⁻² та 10⁻³) перед посівом прогрівали (90 °С, 10 хв). Для визначення кількості мікроміцетів посіви здійснювали на поверхню картопляно-декстрозного агару (70139 Potato Dextrose Agar, NutriSelect[®] Plus Merck KGaA, Darmstadt, Germany). Посіви культивували при 25 °С впродовж 2 діб для виявлення бактерій і 3—7 діб — для виявлення мікроміцетів, після чого проводили кількісний облік мікроорганізмів і виражали у колонієутворюючих одиницях (КУО).

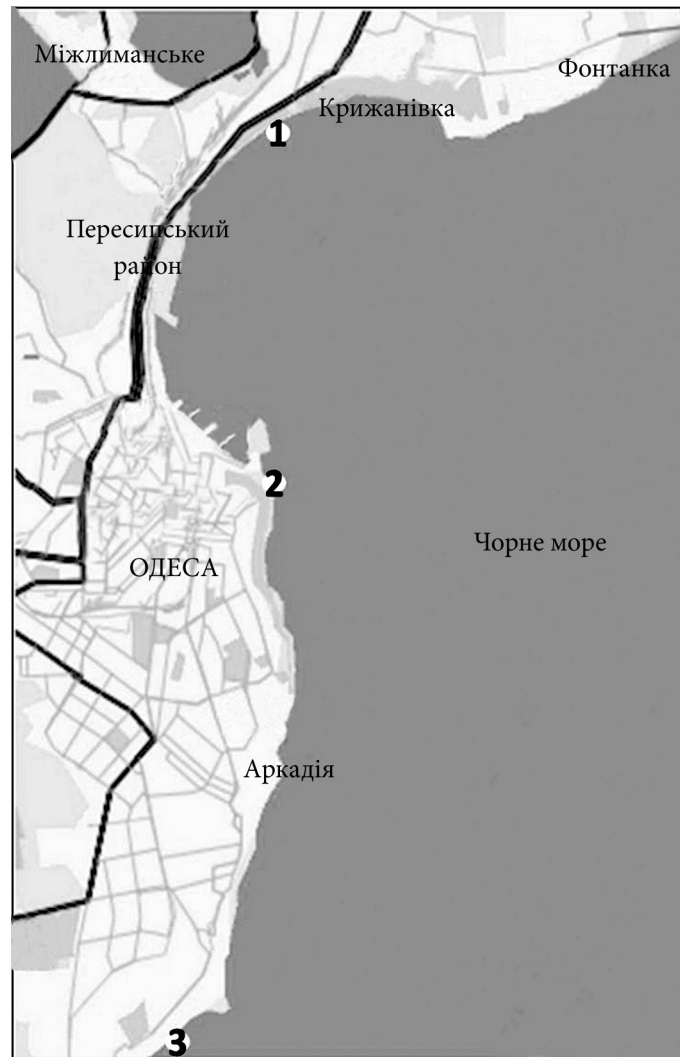


Рис. 1. Карта-схема берегової лінії Одеської затоки Чорного моря з зазначенням місць відбору проб: 1 — пляж «Лузанівка» (46°33'02"N 30°45'48"E); 2 — пляж «Ланжерон» (46°28'24"N 30°45'53"E); 3 — пляж «Дача Ковалевського» (46°22'03"N 30°43'49"E)

Результати досліджень, проведених у трьох повторностях, статистично обраховували як середнє значення та стандартну похибку ($m \pm SE$) за допомогою пакету прикладних програм Excel 2010.

Здатність мікроорганізмів до адгезії на поверхні водоростей вивчали згідно методики [16]. Дослідження проводили з мікробними комплексами А1 (*Streptomyces ambofaciens* ONU 1016, *Bacillus subtilis* ONU 1125, *Trichoderma harzianum* LBX-181), А2 (*S. ambofaciens* ONU 1016, *B. subtilis* ONU 1125, *T. viride* LBX-174), А3 (*S. ambofaciens* ONU 561, *B. subtilis* ONU 1125, *T. harzianum* LBX-181) та А4 (*S. ambofaciens* ONU 561, *B. subtilis* ONU 1125, *T. viride* LBX-174), що демонстрували значну антагоністичну активність

проти фітопатогенних мікроорганізмів, покращували ріст і врожайність злакових культур в умовах *in vitro* та *in vivo* і є перспективними для застосування як інокулянтів для біодобрив.

Таломи водорості *Ulva linza* (L.) J. Agardh нарізали на фрагменти розміром 5×5 мм і позбавляли нативної мікробіоти шляхом УФ-опромінення з довжиною хвилі 214 нм протягом 20 хв. Надалі фрагменти таломів переносили до стерильного імунологічного планшета і додавали по 1 см³ суспензії клітин мікробного консорціуму в концентрації 10⁸ КУО/см³ у середовищі культивування. Водорості з мікроорганізмами у планшетах інкубували 24 год при 37 °С. Надалі проводили фіксацію мікроорганізмів на поверхні талому 96 %-вим етанолом впродовж 15 хв та забарвлювали 1 %-вим розчином акридинового помаранчевого впродовж 5 хв. Забарвлені фрагменти висушували на предметному склі та проводили світлову мікроскопію (Carl Zeiss, Ч600).

Результати досліджень та їх обговорення

Формування штормових викидів у Чорному морі (на прикладі Одеської затоки), згідно наших досліджень, відбувається в основному двічі на рік: наприкінці весни і в середині-наприкінці літа. Весною на узбережжі скупчуються значна біомаса сезонно зимових водоростей, які завершили свою вегетацію і відмирають. Це представники родів *Pyropia* J. Agardh, *Ceramium* Roth, *Polysiphonia* Greville (Rhodophyta) і *Ectocarpus* Lyngb., *Desmarestia* J.V. Lamour., *Punctaria* Greville, *Scytosiphon* C. Agardh (Phaeophyta) з невеликою домішкою Chlorophyta (*Urospora* Aresch., *Ulva* L., *Cladophora* Kütz., *Bryopsis* J.V. Lamour., *Ulothrix* Kütz.) (рис. 2, а).

Цьому процесу передують зміна погодних умов (підвищення температури води більш ніж 10 °С, зміна напрямку вітру та його інтенсивності — переважають штормові вітри). Біомаса відірваних водоростей в основному зосереджується на прибережному мілководді і частково викидається на берег. Це, вочевидь, пов'язано з пластинчастою морфологічною будовою більшості зимово-весняних видів водоростей. Такі слані не зчіплюються і не утворюють сплутану масу. Відмерлі водорості подрібнюються хвилями і використовуються для живлення донними детритофагами і частково ґрунтовими мешканцями пляжів.

Літні штормові викиди представлені в основному двома дуже розгалуженими видами зелених водоростей (*Cladophora vadorum* (Aresch.) Kütz. і *Ulva flexuosa* Wulfen), які і формують вали та кулеподібні структури, що викидаються на берег, добре там затримуються і накопичуються (рис. 2).

У результаті проведених досліджень штормових викидів Одеської затоки Чорного моря в серпні 2025 р. в їхньому складі було виявлено 13 видів морських макроводоростей (табл. 1).

Переважаючою групою водоростей у складі штормових викидів, як за кількістю видів, так і за масовістю, були зелені водорості. Серед них найбільш численними, як зазначено вище, були *Cladophora vadorum* і *Ulva flexuosa*. Поодинокі зустрічалися нитчаста зелена водорість *Chaeto-*

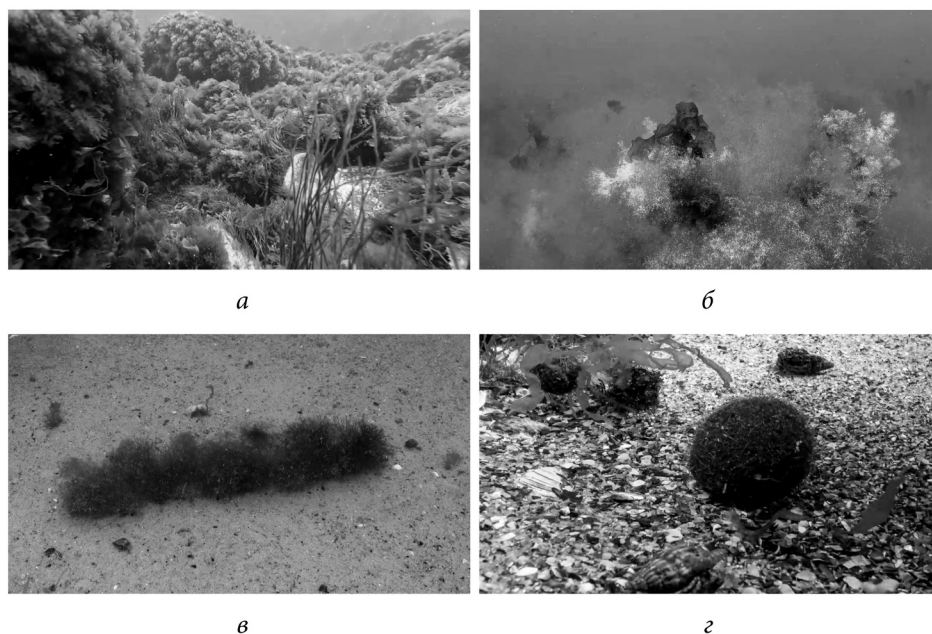


Рис. 2. Водорості-макрофіти Одеської затоки Чорного моря: *а* — загальний вигляд водоростевого фітоценозу (квітень 2025 р.), який до початку літа майже повністю відмирає; *б* — підводні скупчення зелених водоростей; *в* — формування валів з відірваних зелених водоростей, які потім хвилі викидають на берег; *г* — формування кулеподібних структур із зелених водоростей, які море викидає на берег (фото О. Ковтуна)

morpha aerea та пластинчаста *Ulva intestinalis*. На другому місці за кількістю видів були червоні водорості, представлені в основному поодинокими екземплярами. Частіше зустрічались лише види роду *Ceramium*.

Видовий склад водоростей літніх штормових викидів Одеської затоки відносно небагатий, що характерно в літній період і для прибережного мілководдя цієї акваторії моря. Встановлено, що найбільша кількість видів у штормових викидах водоростей характерна для району пляжу «Лузанівка», а найменша — для пляжу «Дача Ковалевського» (див. табл. 1). Це, очевидно, є відображенням екологічних умов місцезростань цих водоростей [4].

Крім видового складу штормових викидів водоростей також оцінювали біомасу цих викидів та запаси водоростевої сировини з урахуванням протяжності берегової лінії Одеської затоки, довжини і ширини покриття викидами. На пляжі «Дача Ковалевського» середня маса літніх викидів водоростей була найменшою — $1,6 \pm 0,3$ кг/м², на пляжі «Ланжерон» вона становила $9,0 \pm 1,2$ кг/м², а на пляжі «Лузанівка» була найбільшою — $11,2 \pm 1,3$ кг/м².

Берегова лінія Одеської затоки становить біля 16 000 м. Штормові викиди водоростей зустрічались приблизно на 20 % цієї лінії. Середня біомаса викидів при їх ширині ~ 2 м становила $14,54$ кг/м² берегової лінії.

Таблиця 1

Видовий склад водоростей-макрофітів у складі штормових викидів (Одеська затока, серпень 2025 р.)

№	Таксони	Пляж «Лузанівка»	Пляж «Ланжерон»	Пляж «Дача Ковалевського»
	Chlorophyta			
1.	<i>Chaetomorpha aerea</i> (Dillwyn) Kütz.	+	—	—
2.	<i>Cladophora vadorum</i> (Aresch.) Kütz.	+	+	+
3.	<i>Cl. vagabunda</i> (L.) Kütz.	+	+	—
4.	<i>Ulva compressa</i> L.	+	—	—
5.	<i>U. flexuosa</i> Wulfen	+	+	+
6.	<i>U. intestinalis</i> L.	+	+	+
7.	<i>U. rigida</i> C. Agardh	—	—	+
	Rhodophyta			
8.	<i>Callithamnion corymbosum</i> (W. Sm.) Lyngb.	+	—	—
9.	<i>Ceramium arborescens</i> J. Agardh	+	+	—
10.	<i>C. deslongchampsii</i> Chauv. ex Duby	—	+	—
11.	<i>C. diaphanum</i> (Ligthf.) Roth	+	+	—
12.	<i>C. virgatum</i> Roth	+	+	+
13.	<i>Polysiphonia elongata</i> (Huds.) Spreng.	—	+	—
	Разом	10	9	5

Примітка. «+» — наявність виду; «—» — відсутність виду.

Отже, запаси водоростевої сировини штормових викидів в серпні 2025 р. становили: 3200 м × 14,54 кг = 46 528,0 кг або ~47 т.

Нами було розглянуто штормові викиди водоростей Чорного моря з огляду на можливість їх використання в якості біодобрив. Біохімічний склад біомаси водоростей представлено у таблиці 2.

Вміст полісахаридів 41,1 % від сирової маси у досліджених нами зразках є типовим для групи зелених водоростей-макрофітів [22, 30].

Полісахариди водоростей позитивно впливають на схожість і ріст рослин, захищають від патогенів та чинників абіотичного стресу. Ульвани — основні полісахариди зелених водоростей — здатні стимулювати захисні реакції у рослин, покращуючи їхній імунітет проти патогенів та стійкість до стресів [14].

Високий вміст калію, а також наявність амінокислот (див. табл. 2) разом з триметилоцтовою кислотою зумовлюють біостимуляційні властивості біомаси водоростей, оскільки ці сполуки беруть участь у синтезі гор-

Таблиця 2

Біохімічний склад біомаси водоростей штормових викидів Одеської затоки

Компоненти	Частка у загальній сирій масі водоростей, %
Полісахариди загальні	41,1±3,4 %
Йод	17,0±0,8 мкг/г
Калій	12,0±0,2 мг/г
Азот	5,2±0,3 мг/г
Триметилоцтова кислота	0,017±0,002 %
Лізин	0,013±0,002 %
Тирозин	0,022±0,001 %
Аргінін	0,054±0,003 %
Глутамінова кислота	0,066±0,002 %

монів, молекулярних сигнальних системах, хелатуванні мінеральних речовин, таким чином опосередковано впливаючи на ріст і стресостійкість рослин [24].

Присутність йоду є індикатором морського походження біомаси. У невеликих концентраціях, виявлених у біомасі штормових викидів, йод стимулює ріст та розвиток рослин, а також покращує їхню стійкість до стресових чинників [25].

Наявність високих титрів мікроорганізмів у біомасі штормових викидів свідчить про активну колонізацію сланей водоростей мікроорганізмами (табл. 3).

Полісахариди водоростей відіграють роль важливого селективного чинника, який сприяє адгезії мікроорганізмів [20]. Отже, використання штормових викидів як біодобрив можна в перспективі поєднувати з інокуляцією корисними мікроорганізмами, які будуть активно прикріплюватися до біомаси водоростей.

З огляду на те, що ефективність біопрепарату залежить від можливості мікроорганізмів прикріплюватися до носія, було досліджено здатність до адгезії на поверхні водорості *U. linza* представників комплексів А1, А2, А3 і А4. Результати досліджень засвідчили, що мікроорганізми

Таблиця 3

Кількість мікроорганізмів у біомасі штормових викидів

Мікроорганізми	КУО/г
Мезофільні аеробні бактерії	(2,5±0,3)·10 ⁶
Факультативно-аеробні споротвірні бактерії	(1,5±0,1)·10 ⁴
Мікроміцети	(8,0±1,2)·10 ³

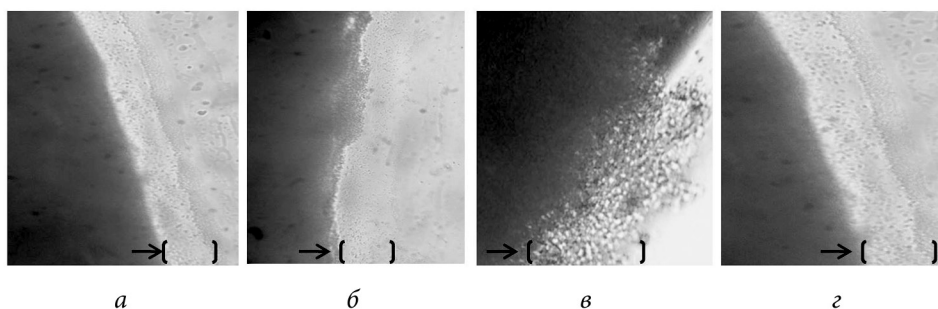


Рис. 3. Біоплівки мікробних комплексів на таломі водорості *U. linza*: а — комплекс А1; б — комплекс А2; в — комплекс А3; г — комплекс А4 (?600); розташування біоплівок позначено стрілками і дужками

усіх комплексів прикріплювалися до поверхні таломів і утворювали розвинуті біоплівки (рис. 3).

Ступінь формування біоплівок чотирма дослідженими мікробними комплексами був однаковим. У біоплівках були присутні численні мікроколонії, оточені сформованим шаром матриксу, що свідчило про зрілість досліджених утворень. Згідно даних попередніх дослідників, морські макроводорості придатні для використання як субстрату для прикріплення та стабілізації корисних мікроорганізмів [17]. За результатами наших експериментів усі досліджені мікробні комплекси можна рекомендувати для іммобілізації на водоростях.

У літературі відомі приклади розробки біодобрив на основі макрофітів та мікроорганізмів — стимуляторів росту рослин. Встановлено дієвість інокуляції мікроорганізмами висушеної біомаси макрофітів [21, 26], однак більш ефективним може бути виготовлення компосту з конверсією мікроорганізмами органічних речовин таломів у форми, більш доступні для живлення рослин. Показано [26], що компост з морських водоростей та ризосферних бактерій значно пом'якшував негативний вплив засоленості на ріст розсади томатів, а внесення бурих водоростей *Sargassum* spp. призводило до значного збільшення кількості архей *Crenarchaeota*, які відіграють вирішальну роль у кругообігу азоту, покращують родючість ґрунту, що значно стимулює ріст рослин та підвищує врожайність рису [21]. Результати досліджень [23] доводять позитивний вплив корисних мікроорганізмів у поєднанні з біостимуляторами на основі водоростей на ріст і врожайність плодів томатів. При цьому відмічається покращення морфологічних параметрів рослин, добра приживлюваність, а також стійкість рослин протягом усього вегетаційного періоду порівняно з неінокульованими рослинами. У дослідженні [9] показано, що комбіноване застосування екстрактів двох макроводоростей (*Fucus spiralis* та *Ulva rigida*) із суспензією клітин штаму *Bacillus* sp. S48S значно покращує ріст рослин та засвоєння поживних речовин пшеницею та бобовими рослинами.

Можливі шляхи використання водоростей без участі мікробіологічних процесів охоплюють виготовлення екстрактів для замочування насіння та фоліарних обробок [19], а також низькоокисневий піроліз з метою отримання біовугілля для покращення характеристик ґрунту [12].

Впровадження переробки штормових викидів у прибережних громадах України є важливим з екологічної точки зору для системного очищення узбережжя Чорного моря. Крім того, техніко-економічні аспекти використання біомаси водоростей-макрофітів демонструють високу перспективність залучення цього ресурсу до виробництва біодобрив.

Висновки

Проведені дослідження показали, що штормові викиди водоростей Одеської затоки в літній період 2025 р. представлені 13 видами з двох відділів — Chlorophyta (7) і Rhodophyta (6). Домінували зелені водорості *Cladophora vadorum* і *Ulva flexuosa*. Їхня біомаса складала приблизно 97 % від загальної біомаси викидів. Загальні запаси водоростевої сировини їх штормових викидів в серпні 2025 р. в Одеській затоці становили близько 47 т.

Дослідження біохімічного складу водоростей виявили наявність в них 41,1 % загальних полісахаридів. Високий вміст калію ($12,0 \pm 0,2$ мг/г), невисока концентрація йоду ($17,0 \pm 0,8$ мкг/г), а також наявність триметилоцтової кислоти і амінокислот (глутамінової кислоти, лізину, тирозину та аргініну) вказують на перспективу застосування біомаси водоростей як основи для біодобрив. Здатність підтримувати високий рівень колонізації мікроорганізмами вказує на можливість інокуляції біомаси водоростей корисними бактеріями і грибами - стимуляторами росту рослин. На таломат водоростей можуть закріплюватися штучно привнесені мікробні комплекси, призначені для виробництва біодобрив. При цьому мікроорганізми усіх досліджених консорціумів були здатними до прикріплення на таломат водоростей і утворення на них зрілих біоплівки.

Отже, водорості штормових викидів Чорного моря є перспективною основою для створення біодобрив, в тому числі, отриманих із застосуванням мікроорганізмів. Впровадження технологій переробки біомаси водоростей в аграрне виробництво матиме як економічну доцільність, так і екологічну користь для прибережних громад.

Список використаної літератури

1. ДСТУ 7881:2015. Добрива органічні та органо-мінеральні. Номенклатура показників якості. Київ, 2016. 42 с.
2. Стасик О., Прядкіна Г., Соколовська-Сергієнко О. та ін. Екстракти морських водоростей — біостимулятори розвитку кореневої системи, стресостійкості та продуктивності рослин. *Агроном*. 2024. № 3. С. 22—23.
3. Ткаченко Ф.П. Морські водорості-макрофіти України (північно-західна частина Чорного моря). Навч. посіб. Одеса: Астропринт, 2011. 104 с.
4. Ткаченко Ф.П., Третяк І.П., Костилюв Є.Ф. Водорості-макрофіти як показники екологічного стану Одеського узбережжя Чорного моря. *Чорномор. ботан. журн.* 2008. Т. 4, № 2. С. 222—229.

5. Audibert L., Fauchon V., Blanc N. et al. Phenolic compounds in the brown seaweed *Ascophyllum nodosum*: Distribution and radical-scavenging activities. *Phytochem. Anal.* 2010. Vol. 21, N 5. P. 399—405. DOI: 10.1002/pca.1210
6. Brenckman C.M., Parameswarappa Jayalakshamma M., Pennock W.H. et al. A review of harmful algal blooms: causes, effects, monitoring, and prevention methods. *Water*. 2025. Vol. 17. Article number 1980. 26 p. <https://doi.org/10.3390/w17131980>
7. Craigie J.S. Seaweeds extracts stimuli in plant science and agriculture. *J. Appl. Phycol.* 2011. Vol. 23. P. 371—393. <http://dx.doi.org/10.1007/s10811-010-9560-4>
8. Demir N., Dural B., Yildirim K. Effect of seaweed suspensions on seed germination of tomato, pepper and aubergine. *J. Biol. Sci.* 2006. Vol. 6, N 6. P. 1130—1133. DOI: 10.3923/jbs.2006.1130.1133
9. El Jazouli M., Sammama H., Zehhar N. et al. Effects of individual and combined applications of seaweed extracts and plant growth-promoting rhizobacteria (PGPR) on plant growth and physio-biochemical properties of soft wheat and faba bean. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 2024. Vol. 55, N 20. P. 3072—3087. <https://doi.org/10.1080/00103624.2024.2380494>
10. Espinosa-Antyn A.A., Zamora-Natera J.F., Zarazúa-Villasecor P. et al. Application of seaweed generates changes in the substrate and stimulates the growth of tomato plants. *Plants*. 2023. Vol. 12. Article number 1520. 23 p. <https://doi.org/10.3390/plants12071520>
11. (FAO): Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2006. URL: https://www.fao.org/fileadmin/templates/faoitally/documents/pdf/pdf_Food_Security_Cocept_Note.pdf. 3. (Last accessed 10.09.2025).
12. Ginocchio R., Araya M., Machado J. et al. Seaweed biochar (sourced from marine water remediation farms) for soil remediation: towards an integrated approach of terrestrial-coastal marine water remediation. *BioResources*. 2023. Vol. 18, N 3. P. 4637—4656. DOI: 10.15376/biores.18.3.4637-4656
13. Guiry M.D., Guiry G.M. Algae Base. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway, 2025. URL: <http://www.algaebase.org> (Last access 27.08.2025).
14. Hamouda R.A., Hussein M.H., El-Naggar N.E. et al. Promoting effect of soluble polysaccharides extracted from *Ulva* spp. on *Zea mays* L. growth. *Molecules*. 2022. Vol. 27. Article number 1394. 20 p. <https://doi.org/10.3390/molecules27041394>
15. Hashem H.A., Mansour H.A., El-Khawas S.A. et al. The potentiality of marine macro-algae as bio-fertilizers to improve the productivity and salt stress tolerance of canola (*Brassica napus* L.) plants. *Agronomy*. 2019. Vol. 9. Article number 146. 17 p. <https://doi.org/10.3390/agronomy9030146>
16. Limanska N., Merlich A., Galkin M. et al. Biofilm formation and genetic diversity of *Lactobacillus plantarum* strains originated from France and Ukraine. *J. Microbiol. Biotechnol. Food Sci.* 2019. Vol. 8, N 6. P. 1326—1331. DOI: 10.15414/jmbfs.2019.8.6.1326-1331
17. Liu Z., Wang N., Tan Y. et al. Seaweed feed enhance the long-term recovery of bacterial community and carbon-nitrogen sequestration in eutrophic coastal wetland. *J. Environ. Manage.* 2025. Vol. 379. Article number 124846. DOI: 10.1016/j.jenvman.2025.124846
18. Mancuso S., Azzarello E., Mugnai S. et al. Marine bioactive substances (IPA extract) improve ion fluxes and water stress tolerance in potted *Vitis vinifera* plants. *Adv. Hortic. Sci.* 2006. Vol. 20, N 2. P. 156—161. <https://www.jstor.org/stable/42882475>
19. Mughunth R.J., Velmurugan S., Mohanalakshmi M. et al. A review of seaweed extract's potential as a biostimulant to enhance growth and mitigate stress in horticulture crops. *Scientia Horticulturae*. 2024. Vol. 334. Article number 113312. 24 p. <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2024.113312>
20. Nahor O., Israel B., Barger N. et al. Epiphytic microbiome associated with intertidal seaweeds in the Mediterranean Sea: comparative analysis of bacterial communities ac-

ross seaweed phyla. *Scientific Reports*. 2024. Vol. 14. Article number 18631. 12 p. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-69362-y>

21. Prasedya E.S., Kurniawan N.S. H., Fitriani F. et al. Sustainable use of organic seaweed fertilizer improves the metagenomic function of microbial communities in the soil of rice plants. *Sustainability*. 2023. Vol. 15. Article number 16328. 14 p. <https://doi.org/10.3390/su152316328>

22. Prisa D., Fresco R., Jamal A. et al. Exploring the potential of macroalgae for sustainable crop production in agriculture. *Life*. 2024. Vol. 14. Article number 1263. 15 p. <https://doi.org/10.3390/life14101263>

23. Quintarelli V., Borgatti D., Baretta M. et al. Microbial biofertilizers and algae-based biostimulant affect fruit yield characteristics of organic processing tomato. *Sci. Food Agric*. 2025. Vol. 105. P. 530—539. <https://doi.org/10.1002/jsfa.13851>

24. Rabhi M.L., Derbak L., Bendif H. et al. Seaweed-derived biostimulants for sustainable crop production: a review. *J. Biotechnol*. 2025. Vol. 408. P. 201—216. doi: 10.1016/j.jbiotec.2025.09.013

25. Shalaby O.A. Iodine application induces the antioxidant defense system, alleviates salt stress, reduces nitrate content, and increases the nutritional value of lettuce plants. *Funct. Plant Biol*. 2025. Vol. 52. Article number FP24273. 12 p. <https://doi.org/10.1071/FP24273>

26. Shang X.C., Zhang M., Zhang Y. et al. Waste seaweed compost and rhizosphere bacteria *Pseudomonas koreensis* promote tomato seedlings growth by benefiting properties, enzyme activities and rhizosphere bacterial community in coastal saline soil of Yellow River Delta, China. *Waste Management*. 2023. Vol. 172. P. 33—42. doi: 10.1016/j.wasman.2023.09.003

27. Stirk W.A., Van Staden J. Plant growth regulators in seaweeds; occurrence, regulation and function / *Advances in botanical research*. / Ed. by N. Bourgougnon. Cambridge, USA: Acad. Press, 2014. Vol. 71, Chapter 5. P. 125—159. doi: 10.1016/B978-0-12-408062-1.00005-6

28. Valverde S., Hernandez-Apaolaza L., Lucena J. J. A simple method to determine alginic acid, laminarin and mannitol in seaweed extracts fertilizers. *J. Chromatogr. Separation Techniq*. 2022. Vol. 13, N 1. Article number 470. 7 p.

29. Wells E., Wilkinson M., Wood P., Scanlan C. The use of macroalgal species richness and composition on intertidal rocky seashores in the assessment of ecological quality under European Water Framework Directive. *Mar. Pollut. Bull*. 2007. Vol. 55. P. 151—161. doi: 10.1016/j.marpolbul.2006.08.031

30. Xu J., Liao W., Liu Y. et al. An overview on the nutritional and bioactive components of green seaweeds. *FPPN*. 2023. Vol. 5. Article number 18. 21 p. <https://doi.org/10.1186/s43014-023-00132-5>

31. Yasmeeen A.R., Maharajan T., Rameshkumar R. et al. Role of seaweeds for improving soil fertility and crop development to address global food insecurity. *Crops*. 2025. Vol. 5. Article number 29. 19 p. <https://doi.org/10.3390/crops5030029>

32. Yokoya N.S., Stirk W.A., van Staden J. et al. Endogenous cytokinins, auxins and abscisic acid in red algae from Brazil. *J. Phycol*. 2010. Vol. 46, N 6. P. 1198—1205. <https://doi.org/10.1111/j.1529-8817.2010.00898.x>

Надійшла 9.01.2026

F.P. Tkachenko, Dr. Sci (Biol.), Prof., Head of Department,
Odesa I. I. Mechnikov National University,
Vsevolod Zmiienko St., 2, Odesa, 65082, Ukraine
e-mail: tvf@ukr.net
ORCID 0000-0001-5769-5120

V.O. Ivanytsia, Dr. Sci (Biol.), Prof., NAS Corresp. member, Vice-Rector,
Odesa I. I. Mechnikov National University,
Vsevolod Zmiienko St., 2, Odesa, 65082, Ukraine
ORCID 0000-0001-5325-3800

I.V. Strashnova, PhD (Tech.), Senior Researcher, Senior Researcher,
Odesa I. I. Mechnikov National University,
Vsevolod Zmiienko St., 2, Odesa, 65082, Ukraine
e-mail: fabiyanska@ukr.net
ORCID 0000-0002-4264-466X

O.V. Andriushchenko, Graduate Student,
Odesa I. I. Mechnikov National University,
Vsevolod Zmiienko St., 2, Odesa, 65082, Ukraine
ORCID 0009-0004-6951-2175

O.O. Kovtun, PhD (Biol.), Assoc. Prof., Head of Hydrobiological station,
Odesa I. I. Mechnikov National University,
Vsevolod Zmiienko St., 2, Odesa, 65082, Ukraine
ORCID 0000-0001-8820-5606

M.B. Galkin, PhD (Biol.), Assoc. Prof., Assoc. Prof.,
Odesa I. I. Mechnikov National University,
Vsevolod Zmiienko St., 2, Odesa, 65082, Ukraine
ORCID 0000-0002-4957-7148

STORM EMISSIONS OF THE BLACK SEA ALGAE AND THEIR BIOTECHNOLOGICAL POTENTIAL

Species composition and biochemical profile of macroalgae in storm emissions of the Odesa Bay of the Black Sea (Ukraine) were studied, and their potential as raw material for the production of biofertilizers was assessed. An evaluation of biomass amount showed that in August 2025 approximately 47 tons of algae accumulated along the bay's shoreline, dominated by green (7 species) and red macroalgae (6 species), with *Cladophora vadorum* (Aresch.) Kütz. and *Ulva flexuosa* Wulfen comprising about 97 % of the total biomass. Biochemical analysis revealed a high content of polysaccharides (41.1 %), elevated potassium level (12.0 ± 0.2 mg/g), a moderate iodine concentration (17.0 ± 0.8 mg/g), and the presence of trimethylacetic acid and a number of amino acids, indicating the suitability of this biomass as a basis for biofertilizers. The algal biomass supported substantial microbial colonization, maintaining up to $(2,5 \pm 0,3) \cdot 10^6$ CFU/g of aerobic mesophilic microorganisms and $(8,0 \pm 1,2) \cdot 10^3$ CFU/g of micromycetes. Artificially introduced microbial complexes could attach to seaweed thalli and form well-developed biofilms on them. These findings suggest that storm emissions Black Sea macroalgae represent a promising resource for the development of biofertilizers, including those produced using beneficial microorganisms.

Keywords: macrophyte algae, biochemical composition, biofilm, microorganisms, Black Sea.

УДК 546.27:547.914

Х.Х. КУЄН,

Університет Науки і Технологій,
Да Ханг 550000, В'єтнам
e-mail: hhquyen@dut.udn.vn

Х.М. НГУЄН,

Університет Науки і Технологій,
Да Ханг 550000, В'єтнам
e-mail: hhquyen@dut.udn.vn

В.Ч.М. ТРАН,

Університет Науки і Технологій,
Да Ханг 550000, В'єтнам

Ф.Ц. ЛЕ,

Університет Науки і Технологій,
Да Ханг 550000, В'єтнам

Л. НГУЄН-ДІН,

Університет Науки і Технологій,
Да Ханг 550000, В'єтнам

Л.Т. НГУЄН,

Інститут Науки і Технологій з Енергетики та Навколишнього Середовища,
Академія Наук і Технологій В'єтнама,
Ханой 11300, В'єтнам

ПЕРЕТВОРЕННЯ МОРСЬКИХ ВІДХОДІВ НА АДСОРБЕНТИ: ВИДАЛЕННЯ БОРУ З ВОДИ ЗА ДОПОМОГОЮ КАЛЬЦИНОВАНИХ ПАНЦИРІВ КРАБІВ ТА РАКОВИН МОЛЮСКІВ¹

*Надмірна кількість бору у водних екосистемах становить потенційну загрозу для здоров'я людини. Тому метою дослідження було вивчення ефективності використання кальцинованих панцирів крабів та раковин кров'яних молюсків (*Tegillarca granosa* (Linnaeus, 1758)) як адсорбентів для видалення бору з водних розчинів. Для оцінки ефективності адсорбентів за різних умов, таких як температура кальцинації, початкове значення рН розчину, початкова концентрація, час контакту, температура адсорбції та іонна сила, було проведено комплекс експериментів. Здатність до адсорбції бору підвищується з підвищенням температури кальци-*

¹ This research is funded by the Ministry of Education and Training of Vietnam (Project N B2023.DNA.09).

Ц и т у в а н н я: Куєн Х.Х., Нгуєн Х.М., Тран В.Ч.М., Ле Ф.Ц., Нгуєн-Дін Л., Нгуєн Л.Т. Перетворення морських відходів на адсорбенти: видалення бору з води за допомогою кальцинованих панцирів крабів та раковин молюсків. *Гідробіол. журн.* 2026. Т. 62, № 4. С. 110—125.

нації, рН розчину, температурою та присутністю CaCl_2 і MgCl_2 . Крім того ізотерми адсорбції бору добре описуються моделлю Ленгмюра, тоді як кінетика адсорбції відповідає моделі псевдо-другого порядку. Максимальна здатність кальцинованих панцирів крабів та раковин кров'яних молюсків до адсорбції бору становила 23,9 та 34,1 мг/дм³, відповідно. Стан адсорбційної рівноваги обох адсорбентів було отримано через дев'ять годин. Термодинамічні параметри (ΔS° , ΔG° , ΔH°) досліджували під час процесу адсорбції бору. Кальциновані панцирі крабів та раковини кров'яних молюсків також демонструють високоефективне видалення бору зі стічних вод локальної системи вологої десульфуризації димових газів на рівні 98,1 та 99,6 %, відповідно. Проведені дослідження свідчать про економічну ефективність кальцинованих панцирів крабів та раковин кров'яних молюсків як ефективних адсорбентів, підкреслюючи їхній потенціал для сталого видалення бору під час очищення стічних вод.

Ключові слова: видалення бору, панцирі крабів, раковини кров'яних молюсків, адсорбція, стічні води локальної системи вологої десульфуризації димових газів.

Introduction

Boron represents a geochemically significant trace element that is ubiquitously distributed across terrestrial and aquatic compartments of the Earth system. Originating from both lithogenic weathering and anthropogenic mobilization, it migrates through rocks, soils, sediments, and natural waters, ultimately integrating into biological tissues across trophic levels [5]. Boron's dynamic environmental cycling reflects a combination of geological processes, such as volcanic emissions and crustal leaching, and human-driven activities, including industrial discharge, fertilizer application, and wastewater effluent.

Due to its versatile physicochemical characteristics, boron plays an indispensable role in a wide spectrum of industrial and technological domains. It serves as a critical additive in glass and ceramic fabrication, semiconductor and electronic manufacturing, detergent and cosmetic formulations, and agricultural fertilizers [21]. Within aqueous environments, boron predominantly exists as boric acid (H_3BO_3) and borate ions $[\text{B}(\text{OH})_4]^-$, while under alkaline or concentrated conditions, it forms more complex polyborate anions such as $[\text{B}_3\text{O}_3(\text{OH})_4]^-$, $[\text{B}_4\text{O}_5(\text{OH})_4]^{2-}$, and $[\text{B}_5\text{O}_6(\text{OH})_4]^-$ [20].

Although boron is essential in trace quantities for metabolic and physiological functions in plants and microorganisms, its narrow margin between nutritional necessity and toxicity presents a major environmental management challenge. In irrigated agriculture, minor fluctuations above the tolerance threshold can suppress photosynthesis, disrupt nutrient uptake, and diminish crop yields. In humans and animals, chronic exposure through contaminated water or food has been correlated with cardiovascular, gastrointestinal, and neurotoxic disturbances [23]. This dualistic nature-biological indispensability, juxtaposed with toxic potential, demands precise monitoring and control of boron concentrations in environmental and engineered water systems.

Recognizing these risks, international regulatory agencies have imposed increasingly stringent quality standards. The World Health Organization recommends a maximum boron concentration of 2.4 mg L⁻¹ in potable water, while the European Union, Singapore, South Korea, and Japan enforce more conservative thresholds of 1.0 mg/L [9]. These limits have intensified the se-

arch for reliable, scalable, and cost-effective remediation technologies capable of selectively removing boron from both natural and industrial water matrices.

A variety of physicochemical treatment methods, such as reverse osmosis, ion exchange, electrocoagulation, electrodialysis, and adsorption, have been explored for boron mitigation [22]. Among them, adsorption stands out as an operationally simple, energy-efficient, and environmentally sustainable approach. Its effectiveness depends largely on the structural and surface chemical properties of the adsorbent, prompting extensive research into both synthetic and naturally derived materials. Conventional adsorbents include activated carbon [11], alumina [13], graphene oxide [7], hydroxides [18], layered double hydroxides (LDHs) [8], selective resins [12], and metal-organic frameworks (MOFs) [21]. However, to reduce operational costs and environmental burden, contemporary studies have increasingly shifted toward valorizing biomass-derived sorbents and agricultural or food wastes transformed into functional materials capable of high boron uptake.

Numerous examples demonstrate the promise of such bio-based adsorbents. Powdered banana peels (1.0–3.0 mm) exhibited a maximum sorption capacity (q_{\max}) of 3.40 mg/g due to abundant hydroxyl, amine, alkane, and carboxylic groups contributing to boron complexation [6]. Additionally, modified jering seed peels treated with NaOH or FeCl₃ displayed q_{\max} values between 0.72 and 0.75 mg/g [1], while pomegranate peel powders modified by HCl or NaOH achieved slightly higher efficiencies of 0.91–0.97 mg/g [2]. Advanced biosorbents such as amine-functionalized tannin gels ($q_{\max} = 24.3$ mg/g [14]), date seed ash ($q_{\max} = 31.7$ mg/g [4]), and calcined eggshells ($q_{\max} = 32.26$ mg/g [3]) have demonstrated that low-cost waste resources can rival or even outperform engineered adsorbents.

This work explores calcined crab shells and calcined blood cockle shells as novel calcium-based biosorbents for boron removal. Upon calcination, the natural CaCO₃ matrix transforms into CaO, generating reactive hydroxyl sites in aqueous solution that promote boron uptake through surface complexation. The study systematically examines the effects of calcination temperature, initial pH of the solution, initial concentration, contact time, adsorption temperature, and ionic strength on boron adsorption performance. Langmuir and pseudo-second-order models describe the process well, indicating monolayer chemisorption governed by active Ca(OH)₂ sites. Thermodynamic analyses confirm that boron adsorption is spontaneous and endothermic. Notably, calcined crab shells and calcined blood cockle shells achieved boron removal efficiencies of 98.1 % and 99.6 % from real wet flue gas desulfurization wastewater, demonstrating their strong potential for practical deployment. This research highlights a sustainable, low-cost pathway for boron remediation using biogenic calcium materials and advances understanding of Ca(OH)₂ and boron binding mechanisms.

Material and Methods

Two types of marine shells, including crab shells (CS) and blood cockle shells (BS), were collected from a local seafood market in Da Nang City, Viet-

nam. Analytical-grade boron standard solution (1000 mg/L) and boric acid (H_3BO_3), used for the preparation of boron stock solutions, were obtained from Kanto Chemical Industry Co., Ltd. (Japan). Hydrochloric acid (HCl), sodium hydroxide (NaOH), sodium chloride (NaCl), potassium chloride (KCl), calcium chloride (CaCl_2), and magnesium chloride hexahydrate ($\text{MgCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) were also procured from the same supplier. All reagents were of analytical grade and used without further purification.

The preparation of adsorbents is illustrated in Figure 1. CS and BS were brushed and thoroughly washed several times with deionized water to remove impurities. Subsequently, shell samples were dried in an oven at 100 °C for 24 h. The dried shells were then crushed and screened through a sieve with a size less than 1.19 mm (16 mesh) to collect the fine particles, which were utilized as adsorbents. Furthermore, the raw CS powder and BS powder were subjected to the furnace to be calcined at 600 °C for 3 h (CS 600 and BS 600), 700 °C for 2 h (CS 700 and BS 700), 800 °C for 1 h (CS 800 and BS 800), and 900 °C for 45 min (CS 900 and BS 900). The calcination conditions were carried out in accordance with the results of our previous study, with some adjustments [16].

Batch adsorption tests (Fig. 1) were conducted to evaluate the boron removal performance of both raw and calcined shell adsorbents. In each experiment, 0.1 g of adsorbent was added to 100 mL of boric acid solution containing 100 mg/L of boron. The suspensions were agitated in a thermostatic shaker at 25 °C for 24 h under an initial pH of 5.5. Following adsorption, the mixtures were filtered through 0.45 μm membrane filters, and blank controls were prepared under identical conditions. Boron concentrations in the filtrates were quantified using a UV-VIS-NIR spectrophotometer ($\lambda = 415 \text{ nm}$) via the Azomethine-H method. The boron removal efficiency (H , %) and adsorption capacity (q_e , mg/g) were calculated using the following equations:

$$H = \frac{C_0 - C_e}{C_0} \times 100, \quad (1)$$

$$q_e = \frac{C_0 - C_e}{M} \times V, \quad (2)$$

where q_e is the amount of boron on the surface of the adsorbent (mg/g). C_0 and C_e (mg/L) are initial and equilibrium concentrations of boron (mg/L), respectively. M and V are the adsorbent mass (g) and solution volume (L).

The influence of key operational variables on boron adsorption was systematically evaluated. The initial pH was adjusted across a wide range (2.2–12.3) to determine its effect on adsorption performance. Boron adsorption isotherms were obtained at initial concentrations of 5, 10, 20, 50, 70, and 100 mg/L, while kinetic studies were performed at contact times of 0.25, 0.5, 1, 2, 3, 9, 12, and 24 h. Thermodynamic behavior was examined at temperatures

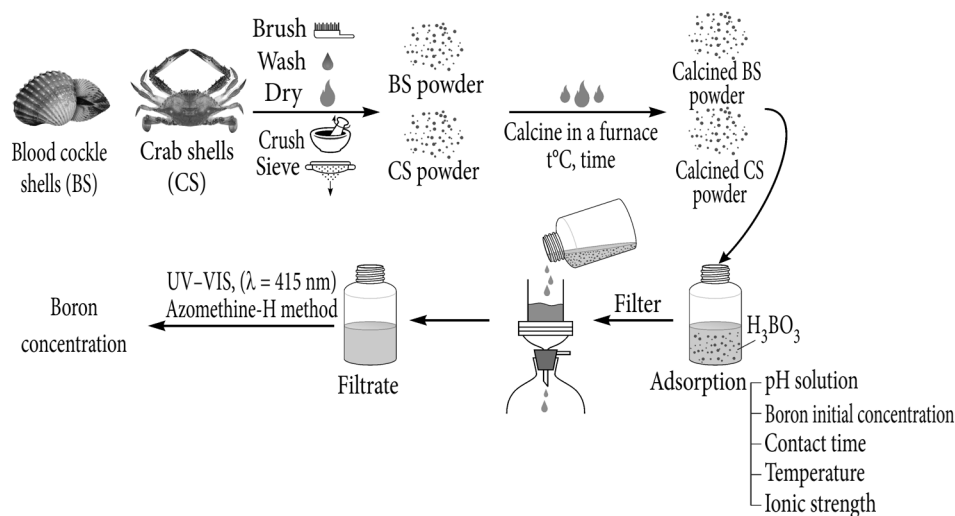


Fig. 1. Schematic diagram of adsorbent preparations and adsorption test

of 25, 35, 45, and 55°C. To investigate the effect of ionic strength, different electrolytes (NaCl, KCl, CaCl₂, and MgCl₂) were introduced at varying concentrations: 1.0—4.0 mol/L for Na⁺, K⁺, and Ca²⁺, and 0.5—2.0 mol/L for Mg²⁺. All experiments were conducted in duplicate to ensure reproducibility.

Results and Discussion

The calcination of crab shells (CS) and blood cockle shells (BS) was performed at 600 °C for 3 h, 700 °C for 2 h, 800 °C for 1 h, and 900 °C for 45 min to investigate the influence of temperature on boron adsorption capacity. As shown in Figure 2, boron uptake increased progressively with calcination temperature, indicating that thermal activation enhances the surface reactivity of the materials. The calcined BS consistently exhibited higher adsorption capacity than CS across all conditions. Specifically, the boron adsorption capacity of the raw CS and BS was 8.3 mg/g and 10.6 mg/g, respectively, which increased to 24.5 mg/g for CS 900 and 34.4 mg/g for BS 900 after calcination at 900 °C for 45 min. The improvement in performance can be attributed to the thermal decomposition of calcium carbonate (CaCO₃), the dominant mineral phase in seashells, into calcium oxide (CaO) [19]. This transformation increases porosity and generates reactive -OH surface sites that promote the boron complexation mechanism.



Moreover, increasing the calcination temperature enhances the formation of calcium oxide (CaO), which subsequently hydrates to calcium hydroxide

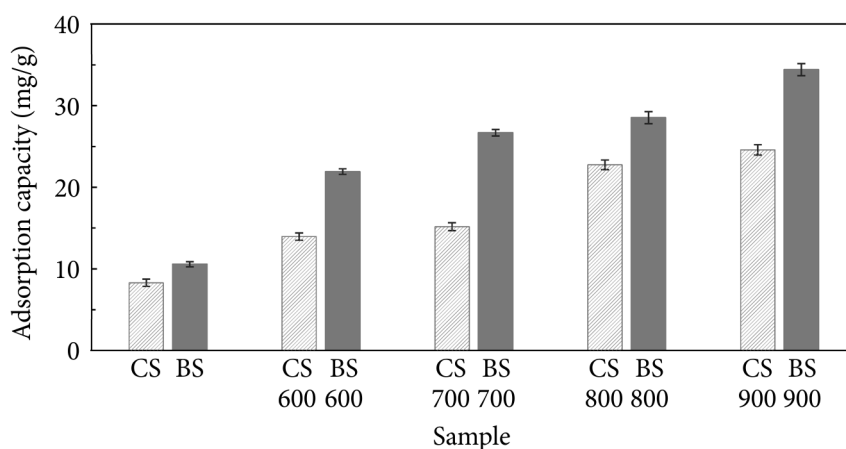


Fig. 2. Effect of calcination temperature on boron adsorption. (Initial concentration of boron: 100 mg/L, mass of adsorbent: 0.1 g, initial pH solution: 5.5, solution volume: 100 mL, contact time: 24 h, and temperature: 25 °C)

(Ca(OH)₂) upon contact with water [15]. The presence of calcium oxide contributes to the formation of calcium hydroxide (Ca(OH)₂) in aqueous solution. The hydroxyl groups provided by Ca(OH)₂ act as active sites for boron binding, as adjacent -OH groups can coordinate with borate species to form stable borate complexes [10]. This synergistic transformation from CaCO₃ to CaO and then to Ca(OH)₂ significantly contributes to the improved adsorption performance of calcined shells. Based on these observations, the samples calcined at 900°C for 45 min, designated as CS 900 and BS 900, exhibited the highest boron adsorption capacities and were therefore selected for subsequent experiments.

The effect of initial pH on boron removal was examined for CS 900 and BS 900 under identical experimental conditions. As shown in Figure 3, the adsorption capacity of both materials increased markedly as the pH rose from 2.2 to 12.3, confirming the strong dependence of boron uptake on solution chemistry. The pH governs not only the surface charge of the adsorbent but also the speciation of boron in solution. At pH < 6, boron predominantly exists as molecular boric acid [B(OH)₃]⁰. Between pH 6 and 10, polyborate species such as [B₃O₃(OH)₄]⁻, [B₄O₅(OH)₄]²⁻, and [B₅O₆(OH)₄]⁻ become dominant, while at pH > 10, the monovalent borate ion [B(OH)₄]⁻ is the prevailing form [10]. Among these species, [B(OH)₄]⁻ exhibits the strongest affinity for surface hydroxyl groups, leading to the formation of stable borate complexes. Consequently, higher pH levels favor boron adsorption by enhancing electrostatic attraction and complexation between borate ions and reactive Ca(OH)₂ sites on the calcined shell surfaces.

The Langmuir, Freundlich, and Temkin isotherm models were applied in this study. The Langmuir model assumes that the energies of adsorption on the surface are homogeneous, and there is no movement of adsorbates across the

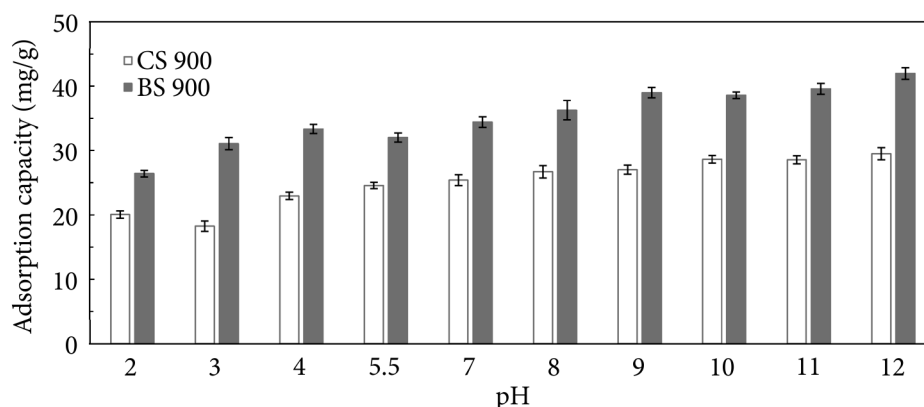


Fig. 3. Effect of pH on boron adsorption by CS 900 and BS 900. (Initial concentration of boron: 100 mg/L, mass of adsorbent: 0.1 g, initial pH solution: 2.2–12.3, solution volume: 100 mL, contact time: 24 h, and temperature: 25 °C)

surface. The Langmuir isotherm model can be expressed mathematically as follows:

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{bq_{\max}} + \frac{1}{q_{\max}} C_e, \quad (5)$$

where q_e represents the quantity of adsorbed boron per unit weight of adsorbent at equilibrium (mg/g). q_{\max} is the maximum adsorption capacity of the adsorbent (mg/g), C_e is the equilibrium boron concentration (mg/L), and b is the Langmuir adsorption constant (L/mg adsorbent).

The Freundlich isotherm model is an empirical equation for describing multilayer adsorption on an irregular surface. This model is provided below by the following equation:

$$\log q_e = \log K_F + \frac{1}{n} \log C_e, \quad (6)$$

where K_F and n are Freundlich adsorption constants involved in relative capacity and the intensity of adsorption, respectively.

The Temkin isotherm model suggests that the heat of adsorption from molecules demonstrates a linear decline as the surface coverage rises. The Temkin isotherm equation can be described as follows:

$$q_e = \frac{RT}{b_T} \ln(A_T) + \frac{RT}{b_T} \ln(C_e), \quad (7)$$

where b_T is the Temkin isotherm constant (kJ g/mol²), R is the ideal gas constant (8.3145 J/mol K), T is thermodynamic temperature (K), and A_T is the equilibrium binding constant (L/g).

The corresponding models are given in Figure 4. The calculated parameters and the results obtained from the fitting of three isotherm models are summarized in Table. The plots of C_e/q_e versus C_e , $\log(q_e)$ versus $\log(C_e)$, and q_e versus $\ln(C_e)$ for the boron adsorption onto CS 900 and BS 900, derived from the linear forms of the Langmuir, Freundlich, and Temkin isotherms, are displayed in Figure 1. According to Table, R^2 value for Langmuir adsorption isotherm of BS 900 was recorded at 0.9989. In contrast, this value was obtained at 0.9920 and 0.9116 for Freundlich and Temkin models, respectively. A similar finding was also discovered for CS 900. These results recommend the conclusion that the Langmuir model is particularly effective in characterization of boron adsorption onto CS 900 and BS 900, indicating that the homogeneity of the adsorbent's surface characteristics plays a crucial role in the adsorption process.

Evaluating adsorption kinetics is essential for understanding the effectiveness of the adsorption process. The adsorption kinetics of boron onto CS 900 and BS 900 were carried out by pseudo-first order, pseudo-second order, and intra-particle diffusion models. These models are expressed as follows:

$$\log(q_e - q_t) = \log\left(q_e - \frac{k_1 t}{2.303}\right), \quad (8)$$

$$\frac{1}{q_t} = \frac{1}{k_2 q_e^2} + \frac{1}{q_e}, \quad (9)$$

$$q_t = K_{\text{diff}} t^{1/2} + C, \quad (10)$$

where q_t is the amount of boron adsorbed at a given time (mg/g), q_e is the amount of boron adsorbed at equilibrium (mg/g adsorbent), k_1 (min⁻¹) is the rate constant of pseudo-first order model, k_2 (g mg⁻¹ min⁻¹) is the rate constant of the pseudo-second order model, K_{diff} is the constant of diffusion rate (mg g⁻¹ min^{-1/2}), and C is intra-particle diffusion constant (mg/g).

The corresponding plots are shown in Figures 2 and 5. Among the tested models, the pseudo-second-order model exhibited the best fit, with correlation coefficients of $R^2 = 0.9990$ for CS 900 and $R^2 = 0.9951$ for BS 900. In comparison, the pseudo-first-order model yielded R^2 values of 0.9930 and 0.9901, while the intra-particle diffusion model showed lower correlations ($R^2 = 0.9516$ and $R^2 = 0.8639$). These results indicate that boron adsorption on both calcined shell adsorbents follows pseudo-second-order model, suggesting a chemisorption-dominated mechanism involving valence forces or electron sharing between boron species and active surface sites. As illustrated in Figure 5, equilibrium was achieved after approximately 9 h for both CS 900 and BS 900.

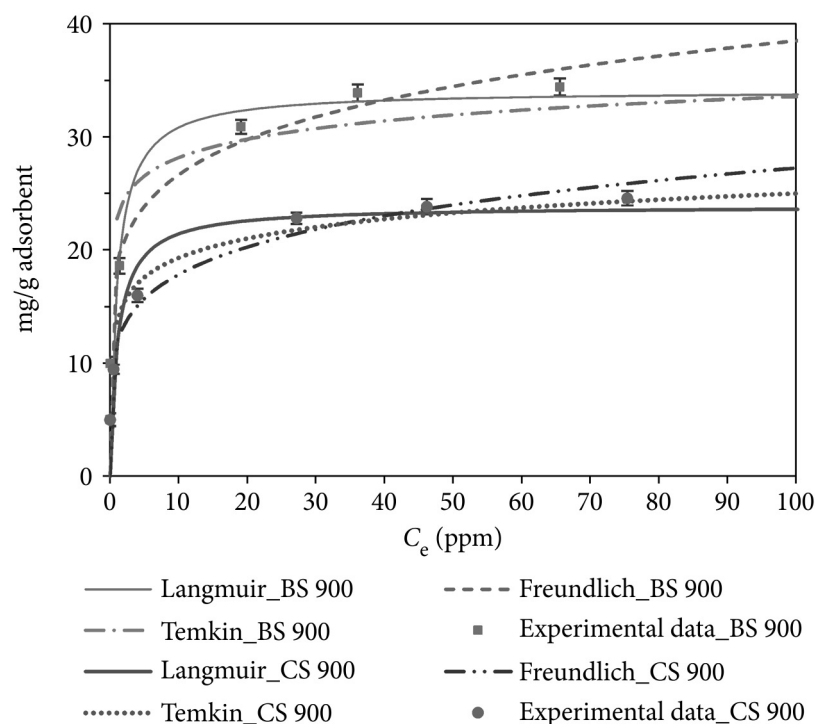


Fig. 4. Isotherm adsorption models of boron removal using CS 900 and BS 900. (Initial concentration of boron: 5 — 100 mg/L, mass of adsorbent: 0.1 g, initial pH solution: 5.5, solution volume: 100 mL, contact time: 24 h, and temperature: 25 °C)

To comprehend the influence of temperature on the boron adsorption by CS 900 and BS 900, an investigation into the adsorption thermodynamics was conducted. A series of parameters, such as temperature T (K), the gas constant R ($8.314 \text{ J mol}^{-1} \text{ K}^{-1}$), the distribution coefficient (K_a), Gibbs free energy change ΔG° (kJ mol^{-1}), enthalpy change ΔH° (kJ mol^{-1}), and entropy change ΔS° ($\text{J mol}^{-1} \text{ K}^{-1}$) could be determined as follows:

$$\Delta G^\circ = -RT \ln K_a \quad (11)$$

$$\ln K_a = -\frac{\Delta H^\circ}{RT} + \frac{\Delta S^\circ}{R} \quad (12)$$

The values of ΔH° and ΔS° can be determined by the slope and intercept of the linear fitting of $(\ln K_a)$ against $(1/T)$. The thermodynamic parameters calculated from the linear equation are presented in Table and Figure 3. The values of ΔG° are negative and decline as the temperature rises at various temperatures, suggesting that CS 900 and BS 900 adsorb boron spontaneously, with

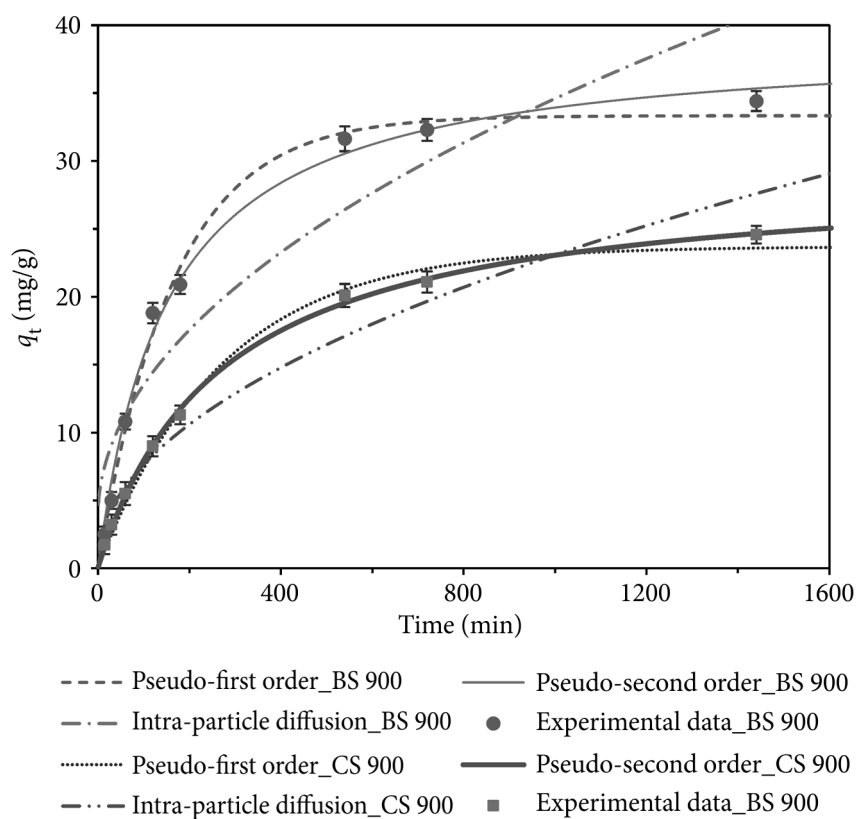


Fig. 5. Kinetic adsorption models of boron removal using CS 900 and BS 900. (Initial concentration of boron: 100 mg/L, mass of adsorbent: 0.1 g, initial pH solution: 5.5, solution volume: 100 mL, contact time: 0—24 h, and temperature: 25 °C)

Table

Thermodynamic parameters of the boron adsorption by CS 900 and BS 900

Adsorbent	T (K)	K_L	ΔG° (kJ mol ⁻¹)	ΔH° (kJ mol ⁻¹)	ΔS° (J mol ⁻¹ K ⁻¹)	R^2
CS 900	298	32.58	-80.71	12.28	70.44	0.9342
	308	42.87	-109.77			
	328	52.24	-142.47			
BS 900	298	52.46	-129.98	17.51	91.48	0.9893
	308	61.91	-158.54			
	328	99.02	-270.04			

higher temperatures enhancing the adsorption process. The ΔH° values of CS 900 and BS 900 are positive, indicating that the adsorption is an endothermic process. Additionally, $\Delta S^\circ > 0$ implies that the surface disorder of CS 900 and BS 900 will increase throughout the adsorption process.

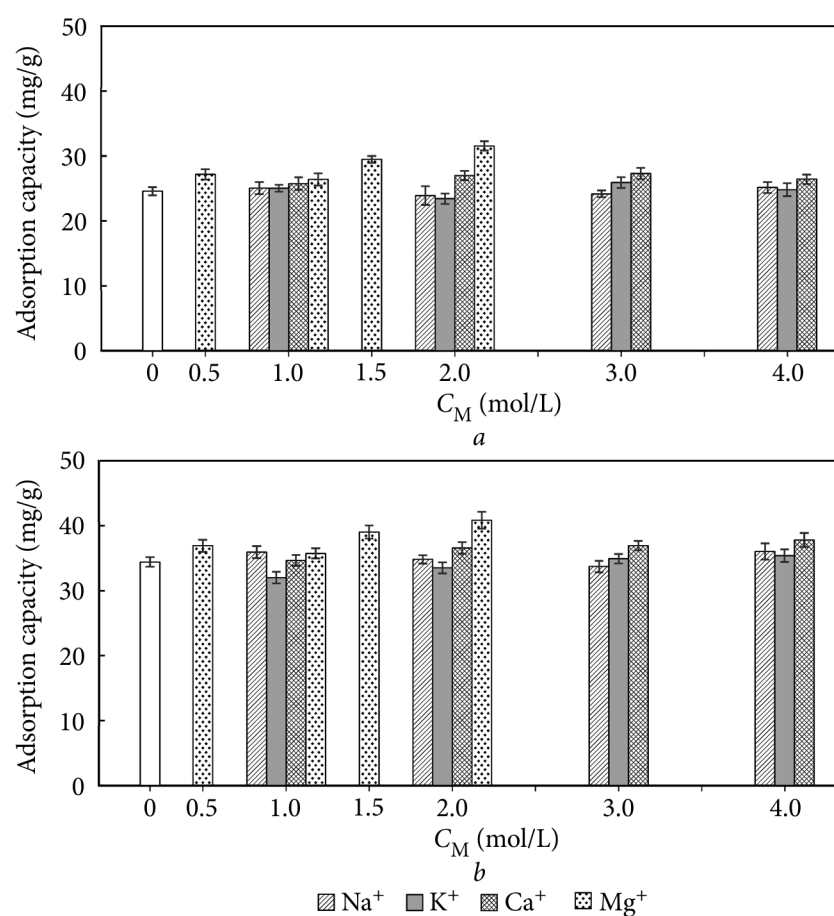


Fig. 6. Impact of Na^+ , K^+ , Ca^{2+} and Mg^{2+} on boron adsorption capacity using CS 900 (a) and BS 900 (b). (Initial concentration of boron: 100 mg/L, mass of adsorbent: 0.1 g, initial pH solution: 5.5, solution volume: 100 mL, contact time: 24 h, and temperature: 25 °C)

The influence of common ions on boron adsorption was investigated in the presence of Na^+ , K^+ , Ca^{2+} and Mg^{2+} , representative cations found in seawater and natural waters. As illustrated in Figure 6, the addition of Na^+ and K^+ produced only a slight reduction in boron uptake, likely due to minor electrostatic shielding effects. In contrast, the presence of divalent cations (Ca^{2+} and Mg^{2+}) markedly enhanced the adsorption capacity of both CS 900 and BS 900. This enhancement can be attributed to the «salting-out» phenomenon and the generation of surface hydroxyl complexes ($\text{Ca}(\text{OH})_2$ and $\text{Mg}(\text{OH})_2$), which serve as active coordination sites for borate binding [17]. The formation of stable borate complexes strengthens chemisorption interactions, thereby improving boron removal efficiency. These results confirm that CS 900 and BS 900 are highly effective adsorbents for boron removal even in saline or mineral-rich wastewaters containing Ca^{2+} and Mg^{2+} ions.

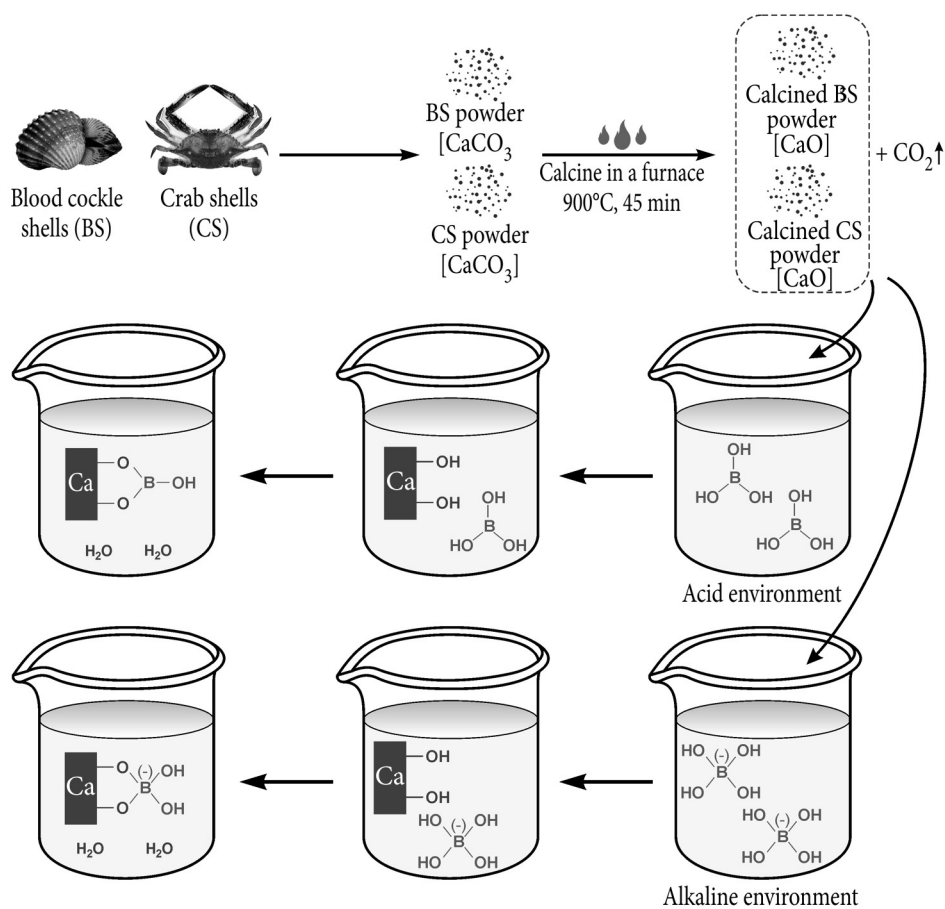


Fig. 7. The possible boron adsorption mechanism of CS 900 and BS 900

According to the above results, the possible boron adsorption mechanism is illustrated in Figure 7. The enhanced boron adsorption capacity of CS 900 and BS 900 can be attributed to surface transformations induced by thermal activation and subsequent hydration. The conversion of CaCO₃ to CaO during calcination and its partial hydration to Ca(OH)₂ in aqueous solution introduce abundant surface hydroxyl (-OH) that serves as active sites for boron uptake.

The pH-dependent adsorption behavior, where boron removal increases from acidic to alkaline conditions, indicates that boron species interact strongly with these surface hydroxyl groups. At low pH, boron mainly exists as neutral boric acid [B(OH)₃]⁰, which can weakly associate with surface -OH groups through hydrogen bonding or ligand exchange. As the pH increases, [B(OH)₄]⁻ becomes the dominant species, leading to stronger electrostatic attraction and the formation of stable borate complexes between borate ions and hydroxyl groups on the calcined shell surfaces.

This interpretation is consistent with kinetic data, which show pseudo-second-order behavior, and with thermodynamic results indicating an endothermic

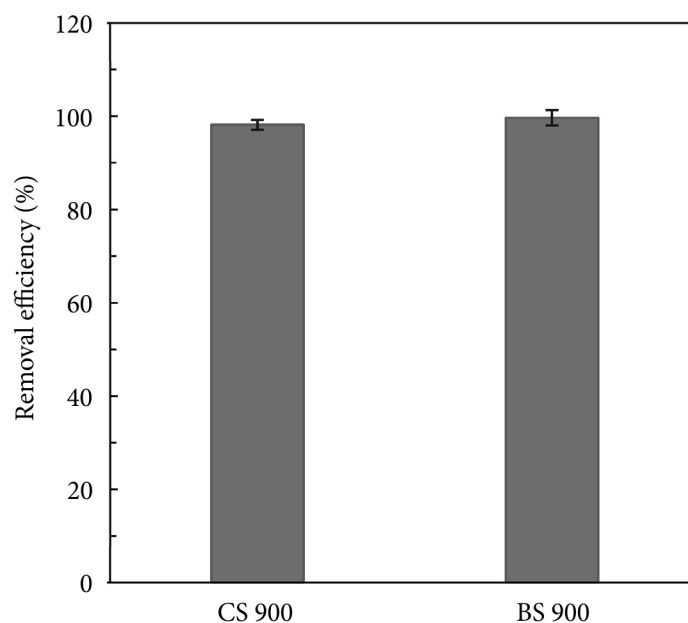


Fig. 8. Boron removal efficiency from the FGD wastewater of coal-fired power plants by CS 900 or BS 900

mic and spontaneous reaction. Moreover, the observed enhancement of adsorption in the presence of Ca^{2+} and Mg^{2+} supports the involvement of divalent cations in stabilizing borate-surface complexes. The combined evidence from kinetic fitting, pH-dependent behavior, thermodynamic parameters, and ionic strength effects supports a chemisorption-controlled boron adsorption process.

A real wastewater sample was collected from the flue gas desulfurization (FGD) system of a local coal-fired power plant in Vietnam and used to evaluate the practical applicability of the proposed adsorbents. The sample was first filtered through 0.45 μm filter paper to remove total suspended solids (TSS). Subsequently, 0.1 g of CS 900 or BS 900 was added to 100 mL of the pretreated wastewater, and the suspensions were agitated at 25 °C for 24 h to attain equilibrium.

As presented in Figure 8, the boron removal efficiencies of CS 900 and BS 900 reached 98.1 % and 99.6 %, respectively, demonstrating excellent adsorption performance under realistic conditions. These high efficiencies confirm that the calcined shell materials maintain strong boron affinity even in complex industrial wastewater matrices containing multiple ions and potential competing species.

The findings highlight the substantial potential of these biogenic calcium-based adsorbents for cost-effective boron removal from industrial effluents, particularly in developing countries such as Vietnam, where large volumes of shell waste and the FGD wastewater are generated. The use of locally

available shell byproducts not only minimizes treatment costs but also promotes circular resource utilization and environmental sustainability. This approach offers a practical and scalable solution for integrating low-cost substitutes into existing wastewater treatment systems in emerging economies.

Conclusion

This study demonstrated that calcined crab shells (CS 900) and calcined blood cockle shells (BS 900) are highly effective biosorbents for boron removal from aqueous solutions and real industrial wastewater. The conversion of CaCO_3 to CaO through thermal activation was identified as a key factor enhancing surface reactivity and boron affinity. Boron uptake increased with higher calcination temperature, alkaline pH, and the presence of Ca^{2+} and Mg^{2+} ions, reflecting the strong contribution of hydroxyl group sites to borate complexation. The adsorption behavior followed the Langmuir isotherm and pseudo-second-order kinetics, while thermodynamic analyses confirmed a spontaneous and endothermic process. Remarkably, CS 900 and BS 900 achieved boron removal efficiencies of 98.1% and 99.6%, respectively, when applied to real FGD wastewater. These findings not only validate the mechanistic basis of CaO -mediated boron adsorption but also underscore the feasibility of converting abundant shell waste into functional, low-cost materials for industrial wastewater treatment. The approach offers a sustainable and circular solution, particularly suited to developing countries, where resource recovery and cost-effective technologies are essential for achieving cleaner production and environmental protection goals. In addition, the possible regeneration or reuse of boron-loaded adsorbents would be investigated in the future to strengthen the practical relevance of the study.

Literature Cited

1. Al-Badaii, F., R.A. Hassan, N.A.A. Jalil & A.A. Halim. 2023. Adsorptive removal of boron from aqueous solutions using peels of jering seeds (*Archidendron pauciflorum*): isotherm, kinetic and thermodynamic studies. *Desalin. Water Treat.* **312**: 139–157. <https://doi.org/10.5004/dwt.2023.30074>
2. Al-Badaii, F., K.M. Jansar, N.A.A. Jalil & A.A. Halim. 2024. Sustainable boron removal from aqueous solutions using pomegranate peel adsorbents: A comprehensive study on isotherms, kinetics, and thermodynamics. *Desalin. Water Treat.* **317**: 100045. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.dwt.2024.100045>.
3. Al-Ghouti, M.A. & N.R. Salih. 2018. Application of eggshell wastes for boron remediation from water. *J. Mol. Liq.* **256**: 599–610. <https://doi.org/10.1016/j.molliq.2018.02.074>
4. Al.Haddabi, M., M. Ahmed, Z. Al.Zebri et al. 2016. Boron removal from seawater using date palm (*Phoenix dactylifera*) seed ash. *Desalin. Water Treat.* **57**(11): 5130–5137. <https://doi.org/10.1080/19443994.2014.1000385>
5. Akdağ, S., R. Keyikoğlu, A. Karagunduz et al. 2023. Recent advances in boron species removal and recovery using layered double hydroxides. *Appl. Clay Sci.* **233**: 106814. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.clay.2023.106814>.
6. Çelebi, H., İ. Şimşek, Ş. Tulun & T. Bahadır. 2023. Use of banana peel for the removal of boron from aqueous solutions in the batch adsorption system. *Int. J. Environ. Sci. Technol.* **20**(1): 161–176. <https://doi.org/10.1007/s13762-022-04566-1>

7. de Lucena, I.O., J.S. de Gois & R.J. Cassella. 2024. Graphene oxide functionalized with N-methyl-D-glucamine as a novel sorbent for boron removal from produced and formation waters. *RSC Advances*. **14**(8): 5319–5330. <https://doi.org/10.1039/d4ra00037d>
8. Eljamal, O., I. Maamoum, S. Alkhudnayri et al. 2022. Insights into boron removal from water using Mg-Al-LDH: Reaction parameters optimization & 3D-RSM modeling. *J. Water Process Eng.* **46**: 102608. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2022.102608>
9. Guan, Z., J. Lv, P. Bai & X. Guo. 2016. Boron removal from aqueous solutions by adsorption. A review. *Desalination* **383**: 29–37. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2015.12.026>
10. Ho, H.Q. 2019. Synthesis of eco-friendly adsorbents for the removal of contaminants in wastewater. Doctor Thesis. Tokushima.
11. Kluczka, J., W. Pudło & K. Krukiewicz. 2019. Boron adsorption removal by commercial and modified activated carbons. *Chem. Eng. Res. Des.* **147**: 30–42. <https://doi.org/10.1016/j.cherd.2019.04.021>
12. Lee, C.-H., P.-H. Chen & W.-S. Chen. 2022. Recovery of boron from desalination brine through Amberlite IRA 743 resin. *DWT* **264**: 133–140. <https://doi.org/10.5004/dwt.2022.28569>
13. Lou, X.-Y., R. Boada, L.Y. del Cerro & M. Valiente. 2023. Outstanding performance of hierarchical alumina microspheres for boron removal in the presence of competing ions. *J. Water Process Eng.* **55**: 104218. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2023.104218>
14. Morisada, S., T. Rin, T. Ogata et al. 2011. Adsorption removal of boron in aqueous solutions by amine-modified tannin gel. *Water Research* **45**(13): 4028–4034. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.05.010>
15. Panagiotou, E., N. Kafa, L. Koutsokeras et al. 2018. Turning calcined waste egg shells and wastewater to Brushite: Phosphorus adsorption from aqua media and anaerobic sludge leach water. *J. Clean. Prod.* **178**: 419–428. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.01.014>
16. Quyen, H.H., M. Kurashina & M. Yasuzawa. 2022. Removal of phosphate from aqueous solution by using thermally modified clamshell. *Mod Phys. Lett. B* **36**(16): 2242011. <https://doi.org/10.1142/S0217984922420118>
17. Quyen, H.H., H.M. Nguyen, V.C.M. Tran et al. 2025. Hydroxyl-modified chitosan nanofiber beads for sustainable boron removal and environmental applications. *RSC Adv.* **15**(9): 7090–7102. <https://doi.org/10.1039/D5RA00077G>
18. Song, T., Q. Luo, F. Gao et al. 2023. Adsorption and electro-assisted method removal of boron in aqueous solution by nickel hydroxide. *J. Ind. Eng. Chem.* **118**: 372–382. <https://doi.org/10.1016/j.jiec.2022.11.022>
19. Tsai, H.-C., S.-L. Lo & J. Kuo. 2011. Using pretreated waste oyster and clam shells and microwave hydrothermal treatment to recover boron from concentrated wastewater. *Bioresour. Technol.* **102**(17): 7802–7806. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.06.036>
20. Türker, O.C., C. Türe, A. Yakar & Ç. Sar. 2017. Engineered wetland reactors with different media types to treat drinking water contaminated by boron (B). *J. Clean. Prod.* **168**: 823–832. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.09.067>
21. Wang, T., J. Fu, W. Zhang & D. Liu. 2024. Construction of defective hydroxyl-rich metal-organic framework for effective capture of borate ion. *Chem. Eng. J.* **483**(10): 149023. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2024.149023>
22. Wang, X., H. Shao, Z. Chen et al. 2024. PEI grafted defective MOF-808 for enhanced boron removal. *Sep. Purif. Technol.* **336**: 126293. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2024.126293>
23. Wu, M.-C., Y.-H. Kao & C.-H. Hou. 2024. Evaluating boron removal from aqueous solutions using membrane capacitive deionization (MCDI): Efficacy and limitations. *J. Environ. Chem. Eng.* **12**: 113104. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2024.113104>

Надійшла 29.09.2025

H.H. Quyen,

University of Da Nang, University of Science and Technology,
Da Nang 550000, Vietnam
e-mail: hhquyen@dut.udn.vn

H.M. Nguyen,

University of Da Nang, University of Science and Technology,
Da Nang 550000, Vietnam
e-mail: hnguye28@nd.edu

V.C.M. Tran,

University of Da Nang, University of Science and Technology,
Da Nang 550000, Vietnam

P.-C. Le,

University of Da Nang, University of Science and Technology,
Da Nang 550000, Vietnam

L. Nguyen-Dinh,

University of Da Nang, University of Science and Technology,
Da Nang 550000, Vietnam

L.T. Nguyen,

Institute of Science and Technology for Energy and Environment, Vietnam Academy of
Science and Technology,
Hanoi 11300, Vietnam

TRANSFORMING MARINE WASTE INTO ADSORBENTS: BORON REMOVAL FROM WATER VIA CALCINED CRAB AND BLOOD COCKLE SHELLS

The excessive presence of boron in aquatic ecosystems poses potential risks to human health. Hence, this research aimed to investigate the efficiency of calcined crab shells and blood cockle shells (*Tegillarca granosa* (Linnaeus, 1758)) as adsorbents for boron removal from aqueous solutions. A batch experiment was employed to evaluate the performance of adsorbents under various conditions, such as calcination temperature, initial pH of the solution, initial concentration, contact time, adsorption temperature and ionic strength. Boron adsorption capacity is enhanced with higher calcination temperature, pH solution, adsorption temperature, and the presence of CaCl_2 and MgCl_2 . In addition, the boron adsorption isotherms were described well by the Langmuir model, while adsorption kinetics followed the pseudo-second-order model. The maximum boron adsorption capacity of calcined crab shells and calcined blood cockle shells was 23.9 and 34.1 mg/L, respectively. The adsorption equilibrium state of both adsorbents was obtained after 9 h. Thermodynamic parameters (ΔS° , ΔG° , ΔH°) were investigated during the boron adsorption process. Calcined crab shells and calcined blood cockle shells also exhibit the high-efficiency removal of boron from wastewater of a local wet flue gas desulfurization system at 98.1 % and 99.6 %, respectively. This work highlights the cost-effective aspect of calcined crab shells and calcined blood cockle shells as effective adsorbents, stressing their potential for sustainable approaches in boron removal in wastewater treatment.

Keywords: boron removal, crab shell, blood cockle shell, adsorption, wet flue gas desulfurization wastewater.

Hydrobiological Journal

Number 4

2026

CONTENTS

General Hydrobiology

- I.M. Nezbyrsky, N.Ye. Semenyuk, N.O. Ivanova, S.S. Dubniak, T.O. Leontieva, I.M. Konovets, M.V. Prychepa, Yu.O. Kovalenko & O.P. Bilous.* Water bloom in reservoirs: the role of abiotic factors and biological mechanisms of formation (a review). 3
- T.F. Shevchenko, P.D. Klochenko & G.V. Kharchenko.* Cenological analysis of phytoplankton of water bodies of the megapolis reserved territories. 19
- I.O. Morozovska & O.O. Protasov.* Zooperiphyton in heterogeneous conditions of technogenic and natural biotopes in the power plant cooling pond 37
- V. P. Gerasimiuk, N. V. Gerasimiuk & V. P. Shishko.* Microphytobentos of the Mediterranean Sea near the coast of Spain 50

Fish Husbandry Hydrobiology and Ichthyology

- B.S. Hulak & S.V. Stadnichenko.* Spatial features of the interaction between populations of rapa whelk *Rapana venosa* (Valenciennes, 1846) and Mediterranean mussel *Mytilus galloprovincialis* (Lamarck, 1819) in the north-western Black Sea 66

Ecological Physiology and Biochemistry of Aquatic Plants

- O.O. Olkhovych, O.O. Panyuta & V.N. Belava.* Assessment of the biochemical composition of the biomass of the diatom alga *Phaeodactylum tricorutum* to determine its potential value as a food resource 82
- F.P. Tkachenko, V.O. Ivanytsia, I.V. Strashnova, O.V. Andriushchenko, O.O. Kovtun & M.B. Galkin.* Storm emissions of the Black Sea algae and their biotechnological potential 97

Hydrochemistry

- H.H. Quyen, H.M. Nguyen, V.C.M. Tran, P.-C. Le, L. Nguyen-Dinh & L.T. Nguyen.* Transforming marine waste into adsorbents: boron removal from water via calcined crab and blood cockle shells. 110



Індекс 74115

ISSN 0375-8990. Гідробіол. журн. 2026. Т. 62, № 4. 1-125

Гідробіологічний журнал. Т. 62, № 4, 2026