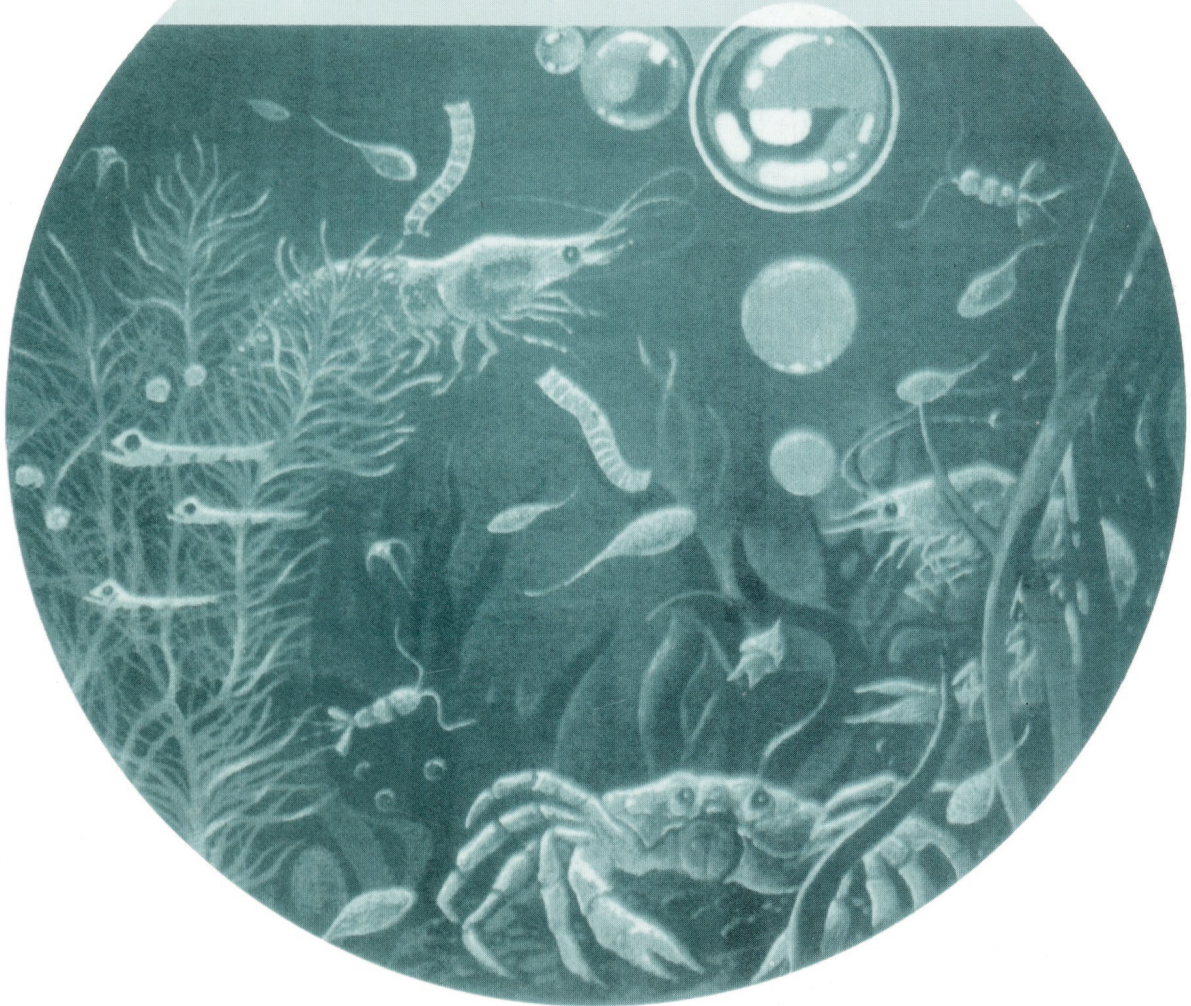


ISSN 0375-8990

ГІДРОБІОЛОГІЧНИЙ ЖУРНАЛ



4(364)

ТОМ 61 • 2025

Засновники: Національна академія наук України та Інститут гідробіології НАН України

Видавець: Інститут гідробіології НАН України

Редакційна колегія

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

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

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

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

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

Editorial Board

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

НАЦІОНАЛЬНА АКАДЕМІЯ НАУК УКРАЇНИ
ІНСТИТУТ ГІДРОБІОЛОГІЇ НАН УКРАЇНИ

ГІДРОБІОЛОГІЧНИЙ ЖУРНАЛ

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

4 (364)
том 61 • 2025

ЗМІСТ

Загальна гідробіологія

- Плігін Ю.В., Железняк Н.І. Понто-Каспійська поліхета *Hypania invalida* (Grube, 1860) (Polychaeta, Ampharetidae) у внутрішніх водах Європи: сучасне поширення та гіпотеза палеорефугіумів. 3

Рибогосподарська гідробіологія і іхтіологія

- Гулак Б.С., Бушуєв С.Г. Популяційна структура, природна смертність та перспективи промислу атерини піщаної *Atherina boyeri* (Risso, 1810) в українських водах північно-західної частини Чорного моря та Тилігульському лимані . . . 25

Екологічна фізіологія і біохімія водних рослин

- Ісмаїл М.М., Мостафа М.Х., Ель Зокм Г.М. Фармакологічні аспекти і хроматографічний профіль фенольних складових трьох видів макроводоростей Єгипту. Дослідження зв'язку структури і активності. 39
- Леонтєва Т.О., Крот Ю.Г., [Усенко О.М.], Красюк Ю.М. Особливості формування ценобіїв зелених мікроводоростей (Chlorophyta) при їхньому вирощуванні в штучних умовах 64

Екологічна фізіологія і біохімія водних тварин

- Марків В.С., Хоменчук В.О., Курант В.З. Вплив підвищених концентрацій іонів кобальту на вміст неполярних ліпідів у тканинах прісноводних риб 74

Санітарна і технічна гідробіологія

Протасов О.О., Морозовська І.О. Експрес-оцінка розвитку обростань в технічних системах та в експериментальних умовах. 87

Гідрохімія

Жиденко А.О., Паперник В.В. Моніторинг гідрохімічних показників річок Десна, Стрижень, Білоус. 99

Затверджено до друку Вченою радою інституту (протокол № 6 від 11.07.2025 р.)

Адреса редакції та видавця

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

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

Підп. до друку 18.07.2025. Формат 70 × 108/16. Гарн. Minion Pro.
Ум. друк. арк. 8,75. Обл.-вид. арк. 13,9. Тираж 95 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.

УДК [574.5:595.142:556.53] (4-01)

Ю.В. ПЛІГІН, к. б. н., ст. наук. співроб., ст. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: ecovod.igb@gmail.com
ORCID 0009-0004-3840-8674

Н.І. ЖЕЛЕЗНЯК, інженер,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна
ORCID 0009-0003-8133-3199

ПОНТО-КАСПІЙСЬКА ПОЛІХЕТА *HYRANIA* *INVALIDA* (GRUBE, 1860) (*POLYCHAETA*, *AMPHARETIDAE*) У ВНУТРІШНІХ ВОДАХ ЄВРОПИ: СУЧАСНЕ ПОШИРЕННЯ ТА ГІПОТЕЗА ПАЛЕОРЕФУГІУМІВ¹

Розглянуто стан досліджень розповсюдження інвазивного солонуватоводного понто-каспійського виду поліхети *Hyrania invalida* (Grube, 1860) у водних об'єктах Європи. У натиному (історичному) ареалі, що охоплює пониззя річок Дунаю, Дніпра та Волги, популяції цієї поліхети відомі з гідробіологічних досліджень кінця XIX — початку XX ст. Основні біотопи її локалізації — відкладення сірого мулу, замуленого піску, мулу з домішками черепашок молюсків. Після створення на Дніпрі та Волзі каскадів водосховищ на тлі підвищення мінералізації водних мас було відмічено у 1970—1980-х рр. розповсюдження *H. invalida* від пониззя на середні ділянки цих річок.

У середній та верхній частинах Дунаю поселення *H. invalida* були відомі з 1930-х років.

У статті аналізуються дані знахідок популяцій *H. invalida* у багатьох річках та каналах Центральної та Західної Європи, особливо численні — з публікацій початку XXI ст. Більшість науковців вважають, що розповсюдженню поліхети сприяє активна логістика по водній мережі регіону.

Розглядається гіпотеза про розселення *H. invalida* по внутрішніх водах Центральної та Західної Європи з реліктових осередків у верхів'ї Пра-Дунаю, що утворилися наприкінці епохи голоцену 11—13 тис. років тому після значного підвищення солоності вод Понтичного (Давньочорноморського) басейну і міграції оліго- та мезо-галінних видів безхребетних до верхів'я річки.

Ключові слова: *Hyrania invalida*, інвазія, річки та канали Європи, механізми розповсюдження, історія гідрографії Європи.

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

Ц и т у в а н н я: Плігін Ю.В., Железняк Н.І. Понто-Каспійська поліхета *Hyrania invalida* (Grube, 1860) (*Polychaeta*, *Ampharetidae*) у внутрішніх водах Європи: сучасне поширення та гіпотеза палеорефугіумів. *Гідробіол. журн.* 2025. Т. 61, № 4. С. 3—24.

Метою підготовки статті був намір зібрати, проаналізувати та узагальнити матеріали власних досліджень та наукових публікацій, що з'явилися у значній кількості, особливо на початку 2000-х років, з інформацією про знахідки *Hypania invalida* (Grube, 1860) у багатьох водних об'єктах Європи на величезних просторах — від верхніх водосховищ Волги на сході до річок Темза, Рона та Сена на заході впродовж дуже стислих строків — 20—30 років. Викладено деякі припущення щодо потенційних способів (механізмів) розповсюдження поліхети. Наведено гіпотезу про можливості її розповсюдження, пов'язані із сучасними та історичними аспектами локалізації популяцій поліхети, а також екологічними та біологічними характеристиками виду.

Матеріал і методика досліджень

Стаття базується на матеріалах власних регулярних досліджень макрозообентосу більшості водосховищ Дніпра з 1971 до 1994 р. і в обмеженому об'ємі — до 2020 р. Збір проб та їхню обробку проводили за відповідними методиками [32]. Використовували дночерпаки Петерсена та СДЧ-100, а також драгу з протягуванням з борту моторного човна або експедиційного судна на відстань 10 м із наступним перерахуванням кількості організмів на 1 м². Особини *H. invalida* вимірювали з точністю до 0,5 мм і зважували на вагах з точністю до 1,0 мг. Підраховували кількість яєць у гонадах статевозрілих особин.

У статті аналізуються дані численних публікацій, що містять інформацію щодо знаходження поселень *H. invalida* у водних об'єктах Європи.

Результати досліджень та їх обговорення

Поліхета *H. invalida* поряд з деякими видами вищих ракоподібних та молюсків належить до групи безхребетних понто-каспійського фауністичного комплексу, історичним (нативним) ареалом яких є Дунайсько-Донська та Волго-Уральська провінції Понто-Каспійської солонуватоводної області [33, 46, 48]. Більшість цих організмів, зокрема *H. invalida*, за даними гідробіологічних досліджень на межі ХІХ та ХХ ст., реєстрували у пониззях річок Чорного, Азовського та Каспійського морів, зокрема Дунаю, Дністра, Дніпра та Волги [5, 6, 14, 26, 40]. Таку локалізацію популяцій поліхети у нативному ареалі із солоністю водних мас 0,2—10,0 ‰ було підтверджено подальшими дослідженнями перед початком широкомасштабних гідротехнічних робіт по створенню водосховищ із середини ХХ ст. у басейнах таких річок Понто-Каспійського регіону, як Дніпро, Волга і Дон [18, 21, 25, 29—31, 39]. Оптимальні умови рівня солоності для розвитку *H. invalida* становлять 0,3—5,0 ‰ [34]. Тому вважаємо некоректним відносити цю поліхету до прісноводних організмів, натомість потрібно надавати їй статус солонуватоводних або евригалінних гідробіонтів.

Басейн р. Дніпро. На Дніпрі упродовж 40 років (1932—1972 рр.) було створено шість великих водосховищ з метою вироблення електроенергії, стабільної логістики, ліквідації піків водопілля, сталого забезпечення во-

дою промисловості та сільського господарства, питних потреб, розвитку промислового рибництва, рекреації [44]. Для формування високопродуктивної кормової бази риб у водосховища з пониззя Дніпра проводились інтродукції багатьох видів понто-каспійських (ПК) безхребетних, які за екологічним спектром відповідали характеристикам умов, що формувались у новостворених водоймах, зокрема підвищенню мінералізації водних мас, зниженню кольоровості, уповільненню течії [9, 11, 22]. Більшість інтродукцій представників Mysidae та Gammaridae завершилися їхньою успішною акліматизацією, і вони увійшли до раціону промислових риб [50, 84].

Через 10—15 років після інтродукцій у водосховищах почали з'являтися ПК безхребетні, які могли потрапити у невеликій кількості разом із масою «офіційних» інтродуцентів, а також ті, що розселяються спонтанно (стихійно) у процесі міграцій на нові біотопи, серед іншого і незаселені аборигенними організмами, ймовірно, у складі обростань корпусів суден, із баластними водами [36, 47, 82, 83]. До таких організмів належить і *H. invalida*, яка ніколи не була цілеспрямовано інтродукованою за межі нативного ареалу.

Таке розповсюдження *H. invalida* слід оцінювати як інвазію — проникнення певного виду організму за межі його мешкання або історичного ареалу без свідомої участі людини. Це формулювання сутності явища інвазії, на нашу думку, як найбільш вдале, ми обрали з численних, інколи контрверсійних варіантів, наведених у фундаментальній праці [8] та деяких інших публікаціях [19, 67].

Слід нагадати, що *H. invalida* було описано дослідником кільчастих червів А.Е. Грубе, якій дав виду дуже вдалу назву, що відображає регіональні, морфологічні та поведінкові ознаки. *Hypanis* — давньогрецька назва р. Південний Буг, *invalida* — у перекладі з латинської мови означає «несильна» або «слабка». Тобто видову частину цієї назви, напевне, можна також трактувати як малорухлива. Дійсно, мешкаючи у щільних трубках, сформованих муловими, рідше — піщаними частками, скріпленими слизовим секретом, і розташованих у поверхневих шарах донних відкладів або у друзах дрейсен, особини *H. invalida* лише частково виходять із трубок для збору детриту з домішками мікрофіто- та мікрозообентосу з використанням численних щупалець [53].

Вперше як інвайдера у Центральному Європейському (Дніпровському) інвазійному коридорі (ЦЄІК) *H. invalida* було знайдено влітку 1977 р. у пригреблевій частині Київського водосховища — верхнього у Дніпровському каскаді (таблиця). На глибоководній акваторії нижньої частини Кременчуцького водосховища популяцію цієї поліхети з чисельністю 230 екз/м² зареєстровано у 1980 р., тобто тільки через 14 років після інтродукції в цю водойму з пониззя Дніпра та Каховського водосховища деяких видів гамарид, мізид та молюска *Hypanis colorata* (Eichwald). Оскільки інтродукційний матеріал відбирали у водоймах-донорах з використанням тралів та драг [49], то разом із цими організмами неминуче потрапили у певній кількості й особини *H. invalida*. Наявність у інтродукційному

матеріалі незначної кількості поліхет і обумовила достатньо тривалий термін формування популяцій цього гідробіонта. Крім того, мінералізація води Кременчуцького водосховища є в 1,5—2,0 рази нижчою, ніж у водоймах-донорах [9, 22]. У верхній частині Кременчуцького водосховища *H. invalida* було знайдено під час експедиційних досліджень також у 1980 р. у мулистих відкладеннях глибоководної затоки, що сформувалися після ґрунтонамивних робіт (дампінгу) зі створення дамби у руслі притоки Дніпра р. Вільшанки з використанням земснаряду-рефулеру.

У 1983 р. *H. invalida* було виявлено в глибоководній зоні нижньої частини Канівського водосховища — останнього за строками створення (1975—1976 рр.) у Дніпровському каскаді. На великій за площею штучній глибоководній (8—12 м) акваторії водосховища, яка утворилася внаслідок багаторічного видобування піску, значно пізніше, у 1996 р. було зафіксовано масовий розвиток популяції *H. invalida* (3,5—5,4 тис. екз/м², 13,25—21,65 г/м²) на біотопах з відкладеннями сірого (окисленого) мулу, де цей вид був домінуючим у біоценозі.

За гідробіологічними дослідженнями впродовж 1986—1989 рр. після аварії на Чорнобильській АЕС, на ділянці р. Прип'яті від м. Чорнобиля до зони її впадіння в Київське водосховище *H. invalida* у складі макрзообентосу не було виявлено [43]. Проте є інформація про знахідку цієї поліхети в 1999 р. у невеликій річці Мухавець — притоці р. Західний Буг [92], яка являє собою елемент Дніпровсько-Бузького каналу, який до 1940-х років поєднував басейни Дніпра і Вісли, а тепер перекритий глухою дамбою [17, 72]. Цю знахідку можна віднести до категорії «загадкових», адже в межах Білорусі, за матеріалами гідробіологічних досліджень, надалі в Прип'яті, деяких притоках та Дніпровсько-Бузькому каналі *H. invalida* не було знайдено [35, 45, 89].

Вище по Дніпру, зокрема у гирловій зоні його притоки р. Березини — початкової ділянки Березинської водної системи [7], яка пов'язувала Дніпро з басейном Балтійського моря впродовж XIX ст., за даними власних досліджень 1988—1989 рр., поселень *H. invalida* також не було виявлено.

У гирловій зоні р. Прип'яті цю поліхету нами було вперше знайдено в серпні 1992 р. у районі с. Оташів (51°11'59" N; 30°23'07" E) і водночас у Дніпрі в районі с. Нижні Жари (51°17'40" N; 30°34'21" E).

За даними, отриманими у червні 1990 р.¹, найвищою точкою розповсюдження *H. invalida* у Верхньому Дніпрі є штучна глибоководна затока біля м. Славутича, створена з використанням земснарядів-рефулерів (51°31'10" N; 30°44'03" E). Поліхети знайдено на глибині 5,6 м на біотопі замуленого піску. Також у червні 1992 р. популяцію *H. invalida* було знайдено у тій самій затоці на біотопі сірого (окисленого) мулу на глибині 12,0 м з чисельністю та біомасою відповідно 2500 екз/м² та 6,25 г/м².

У водосховищах Дніпра максимальне трапляння *H. invalida* відмічено на біотопах замуленого піску (37—47 %) та сірого (окисленого) мулу з

¹ У статті [85] помилково вказано дату 1985 р.

Таблиця

Дати та райони перших знахідок *H. invalida* у водних об'єктах Європи

Роки	Водні об'єкти	Джерела інформації
<i>Басейн р. Дніпро</i>		
1895—1897	Пониззя Дніпра (нативний ареал), Дніпровський лиман	[26, 40, 46]
1923	Зона майбутнього Каховського водосховища (нативний ареал)	[29]
1949	Дніпровське (Запорізьке) водосховище	[20]
1977	Кам'янське (Дніпродзержинське) водосховище	[41]
1980	Кременчуцьке водосховище	[41]
1983	Канівське водосховище	[41]
1977	Київське водосховище	[23]
1990	Верхній Дніпро	неопубліковані дані
1992	р. Прип'ять	неопубліковані дані
<i>Басейн р. Волга</i>		
початок XX ст.	Пониззя Волги (нативний ареал)	[6, 14]
1960	Волгоградське водосховище (нативний ареал ?)	[24]
1977	Саратовське водосховище	[16]
1977*	Куйбишевське водосховище	[16]
1991	Чебоксарське водосховище	[4]
1995	Горьківське водосховище	[4]
1994	Рибінське водосховище	[4]
1997	Углицьке водосховище	[4]
1992	Іваньківське водосховище	[4]
<i>Басейн р. Дунай</i>		
1896	Дельта Дунаю (український сектор)	[40]
1930-і роки	Дельта Дунаю (румунський сектор)	[80]
1940-і роки	Нижній Дунай (румунський сектор)	[58]
1960-і роки	Нижній Дунай (болгарський сектор)	[87]
1971	Середній Дунай (сербський сектор)	[101]
2018	Середній Дунай (хорватський сектор)	[97]
1967	Верхній Дунай (німецький сектор)	[74]
1961	Верхній Дунай (австрійський сектор)	[98]

Роки	Водні об'єкти	Джерела інформації
2014	Верхній Дунай (чеський сектор)	[91]
<i>Басейни деяких річок Центральної та Західної Європи</i>		
1999	р. Мухавець (притока р. Вісли 3-го порядку через річки Нарев і Західний Буг)	[92]
2010	р. Одер (Щецинська лагуна)	[99]
2021	р. Одер (верхів'я)	[75]
2014	р. Ельба (верхів'я)	[91]
2007	р. Ельба (середня частина)	[65]
1993	Канал Дунай—Майн—Рейн	[93]
1996	р. Майн	[88]
1997	р. Рейн (верхів'я)	[94]
1995	р. Рейн (понижся)	[73]
1996	р. Мозель (Німеччина)	[94]
2001	р. Мозель (Франція)	[62]
2000	р. Сена (район Парижа)	[61]
2001	р. Марна	[55]
1997	р. Рона (верхня частина)	[63]
2000	р. Рона (естуарій)	[61]
2008	р. Темза	[66]

* *H. invalida* інтродукувалась у 1959—1967 рр.

домішкою черепашок відмерлих дрейсен (22—32 %), мінімальне — на біотопах чорного мулу та чистого піску (0—8 %). Характерно, що у «молодих» Київському та Канівському водосховищах трапляння за 10-річний період (1985—1994 рр.) істотно зросло (з 19 до 34 % та з 38 до 68 %), тоді як у «старих» Кременчуцькому і Каховському водосховищах — дещо знизилось. Поселення поліхети зазвичай формуються поза зоною розвитку вищих водних рослин переважно в діапазоні глибин 4—8 м. Більшість дніпровських водосховищ відносяться до штучних водойм озерно-річкового типу з середньою швидкістю течії 0,2—0,5 м/с. На верхніх ділянках водосховищ, де швидкість течії може досягати 0,8—1,2 м/с і донні відклади сформовані чистим піском, поліхета трапляється поодинокі. *H. invalida* є постійним компонентом друз *Dreissena polymorpha* (Pallas) та *D. bugensis* (Andrusov) разом із ПК ракоподібними. Середня чисельність по водосховищах Дніпра за період 1985—1994 рр. становила 107—458 екз/м², біомаса — 0,46—2,50 г/м². На біотопах глинистого мулу з домішками черепашок дрейсен ці показники можуть зростати до 2000—3000 екз/м² і 25,00—

40,00 г/м². Максимальна довжина особин поліхети досягає 17—18 мм. Статева зрілість *H. invalida* спостерігається при довжині червив 7—8 мм із наявністю у гонадах 53—65 яєць. Максимальна кількість яєць у гонадах особини довжиною 16,5 мм становила 154.

Басейн р. Волги. У пониззі Волги, згідно з результатами гідробіологічних досліджень початку XX ст., *H. invalida* — звичайний компонент макрзообентосу як складова історичного ареалу ПК безхребетних. Її популяції розвивалися переважно на мулистих ґрунтах у діапазоні солоності 0,2—10 ‰ [6, 14].

У процесі створення на Волзі каскаду водосховищ з другої половини XX ст. були проведені масштабні заходи з інтродукції ПК макробезхребетних для формування високопродуктивної кормової бази риб [24]. На відміну від водосховищ Дніпра, у деякі водосховища на Волзі, зокрема у Куйбишевське, Саратовське і Волгоградське, разом із представниками Mysidae, Gammaridae, Mollusca впродовж 1959—1967 рр. у значній кількості вселялась і *H. invalida* [16]. У Куйбишевському і Саратовському водосховищах цю поліхету вперше було виявлено тільки у 1977 р. (див. табл.), тобто через 10 і більше років після проведених інтродукцій [24]. У найнижчому в каскаді Волгоградському водосховищі її було вперше зареєстровано вже в 1960 р., тобто на другий (!) рік після початку інтродукцій. Останній факт може свідчити про те, що *H. invalida* існувала не тільки в дельті Волги як в історичному ареалі, але й на її нижній частині за 300 км вище за течією, де в подальшому було створене Волгоградське водосховище, в якому вона успішно розселилась. Подібна ситуація нагадує появу *H. invalida* вже на другий рік після заповнення Каховського водосховища на Дніпрі до проектною відмітки рівня води у 1956 р. без проведення інтродукцій ПК безхребетних [25]. Верхів'я цього водосховища розташоване на відстані 330 км, а нижня частина — на 100 км вище дельти Дніпра і також входить, як і пониззя Волги, у межі історичного ареалу поліхети.

Розвиток *H. invalida* у Куйбишевському та Саратовському водосховищах, найімовірніше, може бути наслідком не нової інвазії, а результатом довготривалої адаптації до абіотичних умов водосховищ після інтродукцій комплексу ПК безхребетних упродовж 1959—1967 рр., як це спостерігалось і в Кременчуцькому водосховищі на Дніпрі. У найбільшому в Європі Куйбишевському водосховищі (довжина 500 км) на р. Волзі *H. invalida* трапляється по всій акваторії (від верхів'я до пригреблевої зони) переважно на мулистих та піщано-мулистих ґрунтах. У 2000—2008 рр. її середня чисельність становила 51,2 екз/м², біомаса — 0,2 г/м² [53]. Після створення на Верхній Волзі нових водосховищ вище Рибінського *H. invalida* почала розселятися і в цих водоймах без попередніх заходів з інтродукцій ПК безхребетних (див. таблицю). Дослідники характеризують цей процес як типову інвазію або «автоакліматизацію» [51], чому, на їхню думку, може сприяти активне судноплавство на цій ділянці Волги.

У подальшому існує можливість проникнення *H. invalida* з Рибінського водосховища у систему Волго-Балтійського водного шляху [10] —

складову Східного Європейського (Волзького) інвазійного коридору (СЄІК).

Басейн р. Дунай. За даними гідробіологічних досліджень, з кінця XIX ст. у дельті Дунаю були виявлені поселення багатьох видів ПК безхребетних, зокрема і *H. invalida* [26, 40, 46]. Значний розвиток популяцій цих організмів в українській частині дельти спостерігався упродовж усього XX ст. і триває до теперішнього часу [34, 77, 78]. Наявність *H. invalida* у Нижньому Дунаї в межах Румунії та Болгарії також відома з даних гідробіологічних досліджень першої половини XX ст. [58, 64, 80, 87].

Втім існує значна різниця відносно можливостей розповсюдження *H. invalida* у басейні Дунаю (як Західного Європейського інвазійного коридору (ЗЄІК)), на відміну від умов, що сформувались у Дніпрі та Волзі упродовж створення на цих річках каскадів із численних великих водосховищ з початку другої половини XX ст. (1930—1970-ті роки).

На межі нижньої та середньої течії Дунаю на відстані близько 900 км від гирла існує лише одне велике водосховище в районі «Залізних воріт», створене наприкінці 1960-х років з гідроелектростанціями Джердап I та Джердап II [15]. Тобто до цього періоду не існувало штучних перепон для анадромних міграцій водних організмів по Дунаю. Так, перед порожи-сто-скельним звуженням русла Дунаю «Залізні Ворота» у глибокому плесі ще в 1940 р. зафіксовано поселення ПК ракоподібних та *H. invalida* з надзвичайно високою чисельністю — до 10 000 екз/м² [58, 86]. У Середньому Дунаї вище Джердапського водосховища на сербській ділянці річки популяції *H. invalida* були зареєстровані у 1971 р. у результаті ретельних досліджень на 20 розрізах [101]. Крім того, цю поліхету також було виявлено у гирлових зонах приток Дунаю — Сава і Тиса (див. табл.). Вище за течією у хорватській ділянці Дунаю, а також у р. Драва *H. invalida* знайдено у 2018 р. [97].

У Верхньому Дунаї в межах Австрії та Німеччини *H. invalida* виявлено на початку 1960-х років [74, 98] на ділянці 2070—2208 км від гирла в типових для гірських річок кам'янисто-гравійних біотопах. Тобто навіть за несприятливих умов для такого малорухливого бентосного організму, як *H. invalida* (значна каламутність води, велика швидкість течії, рухливість донних відкладів), ця поліхета мешкала в Дунаї на дуже великій відстані від нативного ареалу, що, на нашу думку, не можна пояснити анадромною міграцією із пониззя річки.

У літературних джерелах інформації щодо заходів з інтродукції ПК безхребетних на ділянках Середнього й Верхнього Дунаю нами не знайдено. Таким чином, усі факти розповсюдження ПК організмів, зокрема *H. invalida*, упродовж XX — початку XXI ст. по річці Дунай слід оцінювати як класичний процес інвазії — явища, що відбувається без цілеспрямованої участі людини.

Аналіз розповсюдження *H. invalida* у Дунаї свідчить (див. таблицю), що перші знахідки відбулися у дельті та його нижній течії наприкінці XIX та в першій половині XX ст. Пізніше існування популяцій поліхети зареєстровано у Середньому та Верхньому Дунаї, а в останні 10—15 років —

у річках басейнів Балтійського та Північного морів, пов'язаних між собою мережею каналів та Дунаєм. Є думка [60], що саме Дунай як функціонуючий інвазійний коридор є джерелом більшості видів ПК безхребетних, серед інших і *H. invalida*, які розповсюдилися в цих річках Європи. Ця думка є достатньо переконливою, оскільки у верхній частині СЄІК існувала дуже невелика кількість ПК видів, виключаючи і *H. invalida* [4]. Крім того, три гілки ЦЄІК поступово припинили своє функціонування на початку і в середині XX ст. У складі біоти цих водних об'єктів також була незначна кількість ПК видів безхребетних і також без *H. invalida* [85].

Річки та канали Центральної та Західної Європи, пов'язані з Дунаєм. Переважна більшість складових водної мережі Центральної та Західної Європи (ЦЗЄ) вже багато десятиліть виконує логістичні функції, що сприяє водообміну між її елементами і розповсюдженню з водними масами та через транспортні засоби гідробіонтів на різних стадіях розвитку в нові локалітети [60, 67, 76, 81, 91, 95—97, 101].

У східному напрямку Дунай у наш час пов'язаний із Віслою низкою річок у такій послідовності: Дунай — Морава — Ельба — Одер — Вісла; річки ж пов'язані між собою каналами та озерами. Важливо, що канали в цій складній мережі були створені в різні роки, починаючи з 1881 р. (канал Одер — Шпрее), канали Вісла — Одер та Одер — Ельба — у 1914 р. [38, 69, 81]. Найвіддаленішою на схід у цьому ланцюгу, де вперше у 2010 р. було знайдено *H. invalida*, є Щецинська лагуна р. Одер у Балтійському морі [99]. На початку 2020 р. поліхету було знайдено й у верхній течії Одера [75]. Слід зазначити, що за даними раніше проведених досліджень у 1964 р., у Нижньому Одері в районі м. Франкфурт *H. invalida* ще не було зареєстровано [56].

З Одера *H. invalida* по каналу проникла у р. Шпрее [81] (див. таблицю). Далі на захід поліхету було знайдено в 2014 р. у районі чесько-німецького кордону поблизу м. Дечин у р. Ельба, де вона являє собою невелику гірську річку здебільшого з кам'янистим ґрунтом [91], хоча зазвичай ця поліхета віддає перевагу біотопам із мулистими донними відкладами. Автори припускають, що у верхів'я Ельби *H. invalida* потрапила по мережі каналів Дунай — Майн — Одер завдяки судноплавству. У середній течії Ельби *H. invalida* вперше було знайдено у 2007 р. [65].

У свою чергу, в р. Майн *H. invalida* потрапила з Дунаю по старовинному каналу, повторно відкритому для судноплавства у 1992 р. [60], де її було зареєстровано в 1996 р. [88]. По каналу Дунай — Майн — Рейн, який має дуже складну інженерну будову (довжина 171 км, 16 шлюзів, перепад висот 230—330 м над рівнем моря) [70], *H. invalida* потрапила у Рейн — найдовшу (1326 км) річку Німеччини басейну Північного моря. У Верхньому Рейні *H. invalida* було вперше знайдено в 1997 р. [94]. Важливим чинником, що міг сприяти проникненню *H. invalida* з Дунаю в Майн, а потім у Рейн, є технологічна необхідність постійного перекачування великих мас води з Дунаю в канал Дунай — Майн — Рейн [60]. Згідно з дослідженнями, проведеними у 2003 і 2004 рр., *H. invalida* виявилася розповсюдженим мешканцем Верхнього Рейну навіть на відстані 350—400 км від вито-

ку на ділянці між містами Маннгейм та Карлсруе. Популяції поліхети розвивались на кам'янистих та гравійних ґрунтах із максимальною чисельністю 116—165 екз/м² [59]. Нижче за течією, в районі Кельна поліхета утворює щільні популяції [76].

У Нижньому Рейні в межах Нідерландів поселення *H. invalida* відмічені у липні та серпні 1995 р. разом із популяціями ПК ракоподібних [73]. У р. Маас, пов'язаний каналом із Нижнім Рейном, популяції цієї поліхети були знайдені на території Бельгії наприкінці 1990-х рр. [96]. Вважається, що «катадромне» розповсюдження *H. invalida* за течією Рейна є наслідком міграції личинок поліхети у складі дрейфу [76].

Окрім просування *H. invalida* на північ Європи спостерігається інвазія в західному напрямку, чому сприяє наявність щільної мережі каналів, значну частину яких побудовано ще в середині XIX ст. У 1834 р. введено до експлуатації судноплавний канал Рона — Рейн включно з р. Сона, який має довжину 236 км і 114 шлюзів (!). Втім у наші дні він використовується лише для водного туризму [71]. Верхня Рона має вигляд гірської річки із швидкою течією, а після злиття з р. Сона стає судноплавною. Вище м. Ліон *H. invalida* було знайдено у 1997 р. із чисельністю до 700 екз/м². Після витoku з Женевського озера (оз. Леман) Рона набуває гідроморфологічних ознак рівнинної річки басейну Середземного моря, що сприяло появі в 2000 р. *H. invalida* і в її естуарії [61].

У верхів'я р. Мозель — притоки Верхнього Рейну — *H. invalida* потрапила з Рейну і постійно входила до складу бентосу в 1994, 1996, 2000, 2001 рр. на чотирьох станціях (пунктах досліджень). У районі м. Мец чисельність поліхети коливалась від 400 до 11 000 екз/м² [61, 62]. Далі у західному напрямку води Рейну можуть потрапляти з р. Мозель у р. Марна по каналу довжиною 314 км із 178 шлюзами (глибина 2,6 м), який введено до експлуатації в 1853 р. [68]. Але навіть за таких складних гідротехнічних умов у середній частині Марни *H. invalida* було знайдено навесні 2001 р. У районі м. Жуєнвіль її чисельність досягала 8000 екз/м² [55].

Через бічне відгалуження каналу Мозель — Марна відбувається з'єднання Марни і, опосередковано, Рейну з водними шляхами басейну р. Сена, яка впадає до Атлантичного океану [68]. Внаслідок функціонування цього шляху в середній течії р. Сена в районі Парижа у 2000 р. було вперше зареєстровано поселення *H. invalida* [61].

У верхній течії річок Рона, Мозель, Сона й Марна поселення *H. invalida* трапляються у біотопах, що сформовані молюсками р. *Corbicula* та черепашками відмерлих особин [61]. У р. Дніпро та його водосховищах *H. invalida*, як вказувалось вище, є постійним компонентом ценозів молюсків р. *Dreissena* та нашарувань черепашок відмерлих особин, що може характеризувати *H. invalida* як пело-остракофільний вид.

Досить несподіваними були знахідки популяцій *H. invalida* в 2008 р. у р. Темза на території Великої Британії [66] та повторно — поблизу м. Хемптон, за 18 км вище Лондона, де вона має вигляд ріки з повільною течією [90]. Для цього виду потрібно було подолати таку складну морську перешкоду, як протока Ла Манш.

Можливі механізми розповсюдження *H. invalida*. У більшості цитованих у статті наукових публікацій головним чинником, що обумовлює розповсюдження ПК безхребетних по водній мережі ЦЗЄ, вважається водний транспорт, зокрема обростання корпусів суден та баластні води, без деталізації реалізації цих механізмів стосовно більшості видів макробезхребетних [60, 67, 81, 91, 96, 97, 101].

Безумовно, що розповсюдження прикріплених організмів, таких як *D. polymorpha* та *D. bugensis*, у вигляді обростань корпусів суден ефективно відбувається по водних шляхах Європи. До того ж ці молюски мають і планктонну личинку, яка з баластними водами потрапила до Північної Америки й зумовила широке розповсюдження цих дрейсенід на континенті лише за останні 20—30 років [79]. Значно складніше відбувається розселення бентосних організмів, зокрема представників інфауни, до яких належить *H. invalida*.

Важливою складовою у функціонуванні каналів, особливо з численними шлюзами та перепадом висот над рівнем моря, є періодичні цикли наповнення та спорожнення певних ділянок каналів. Європейські канали мають глибину лише 2,6—4,0 м, тому завдяки роботі потужних насосів у водні маси, що переміщаються на різні ділянки каналів, можуть потрапляти легкі фракції донних відкладів, де мешкають бентосні безхребетні, зокрема *H. invalida*. При багаторазовому повторенні цих дій упродовж десятків років неминуче відбувається переміщення таких гідробіонтів по гідросистемах у нові локалітети.

Важливо, що *H. invalida* мешкає в достатньо щільних мулових трубках, що може захистити ці тендітні організми від механічних пошкоджень при потраплянні у трубопроводи, устаткування з перекачки води у каналах. Але, на нашу думку, найбільш реальним варіантом розповсюдження *H. invalida* є перенос із водними масами, що перекачуються з однієї ділянки каналу до іншої, трубок поліхети. Вони містять багато десятків достатньо щільних яєць, більшість з яких може витримати перепад тиску в гідросистемах і при потраплянні в нові біотопи дати життя наступному поколінню *H. invalida*. Такої самої думки дотримуються дослідники розповсюдження ПК безхребетних у водній мережі ЦЗЄ [60, 61, 63, 76]. Вони звертають увагу на те, що, виходячи з яєць, личинки *H. invalida* полишають трубки і з потоком води як компоненти дрейфу можуть далеко переміщатися за руслом річки або по каналу. На ділянках водотоків із слабкою течією личинки осідають на дно і також утворюють нові популяції поліхети.

Окрім особливостей функціонування гідросистем каналів відносно механізмів розповсюдження гідробіонтів багато дослідників вказують на можливість їх перенесення у складі баластних вод транспортних суден. Цей механізм добре виконує функцію розповсюдження планктонних організмів та тих, зокрема бентосних та перифітонних, які мають у життєвому циклі планктонні стадії (дрейсеніди, уніоніди, хірономіди).

Необхідність періодичного закачування води у баластні ємності зумовлена забезпеченням відповідних габаритів суден по висоті для про-

ходження під численними низькими мостами, особливо для порожніх суден. При завантаженні плавзасобів, навпаки, необхідно видаляти значні об'єми баластної води. Нагадаємо, що більшість європейських каналів мають глибину до 4,0 м. За таких умов у баластні резервуари при закачуванні води неминуче потраплять самі поліхети, а також їхні личинки та яйця. При спорожненні ємностей певна частина цих «мігрантів» опиняється у нових гідроекосистемах. Вважаємо, що такий механізм потрапляння *H. invalida* з вод континентальної Європи до р. Темза у Великій Британії є найбільш вірогідним.

Щодо можливостей розповсюдження *H. invalida* у водній мережі Центральної та Західної Європи по СЕІК та ЦЕІК вже вказувалося, що у верхніх частинах цих коридорів, звідки потенційно могла потрапити ця поліхета, до 1990-х рр. її популяції були відсутні [4, 85]. Однак найперші дані щодо знахідок *H. invalida* у Верхньому Дунаї відносяться до початку 1930-х рр. [64] у межах Австрії та Німеччини, тобто на відстані близько 2200 км (!) від гирла річки — нативного ареалу поліхети. Таким чином, підкреслимо, що цілком аргументованим є припущення, що донором *H. invalida* у водні об'єкти цього регіону може бути ЗЕІК, пов'язаний численними каналами зі щільною річковою мережею Європи.

Проте дуже важко пояснити розповсюдження малорухливого бентосного організму *H. invalida* на таку значну відстань по руслу Дунаю засобами водного транспорту, який активно почав функціонувати лише з ХІХ ст. В останні роки при активізації гідробіологічних досліджень на малих водотоках ЦЗЄ *H. invalida* було знайдено у невеликих, переважно гірського типу річках, де відсутній водний транспорт, крім рекреаційного. Це Горинь, Тиса, Прут, Сірет, Бальтазул [3, 54] і річки Динарсько-Альпійського гірського масиву (Драва, Сава) [97, 100, 101]. Такі знахідки, на нашу думку, також можна віднести до категорії «несподіваних».

З огляду на ці факти, заслуговує уваги альтернативна гіпотеза відносно джерел розповсюдження *H. invalida* у водній мережі Європи, зокрема щодо її знахідок на гірських та передгірських ділянках річок. Є припущення, що ці популяції становлять собою рецентні залишки поселень поліхети, які сформувалися у середній та верхній частинах Пра-Дунаю в період високого стояння морських вод [27] під час геоморфологічних та палеокліматичних трансформацій гідрографічної мережі на просторах Центральної Європи на початку епохи голоцену [12, 13, 33, 48, 54, 63]. Ця гіпотеза була сформульована науковцями різних країн і в різний час, що надає їй суттєвої вірогідності [33, 63]. Вона базується на палеогідрографічних аспектах розвитку цієї мережі у міжльодовикові та в останній післяльодовиковий періоди і пов'язана з істотними коливаннями рівня води у морських водоймах півдня Європи, зміною їхньої конфігурації та динамікою ступеня мінералізації. Саме за таких умов могли виникнути відокремлені комплекси популяцій солонуватоводних та евригалінних безхребетних, які в наш час отримали назву «понто-каспійські» організми. Рецентні популяції цих гідробіонтів могли залишитися у деяких водних об'єктах гірських та передгірських систем Альп та Карпат. Наве-

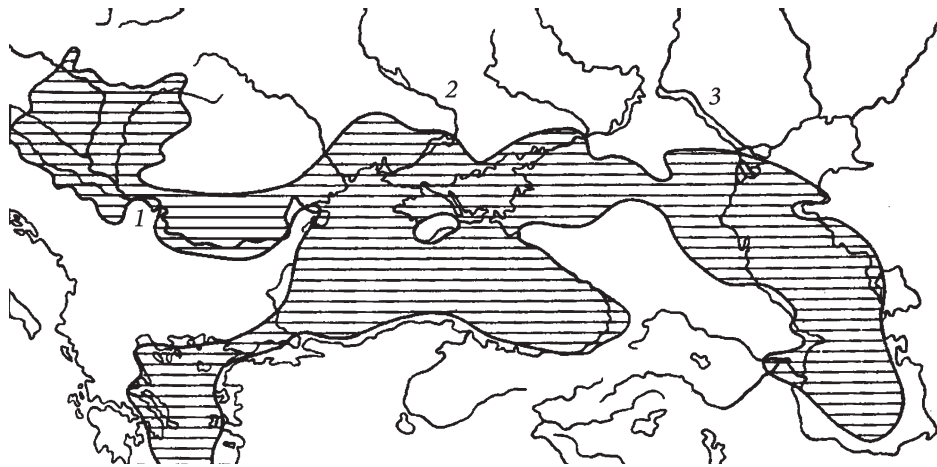


Рис. 1. Ранньопонтійське озеро-море за [52]: 1 — р. Дунай, 2 — р. Дніпро, 3 — р. Волга

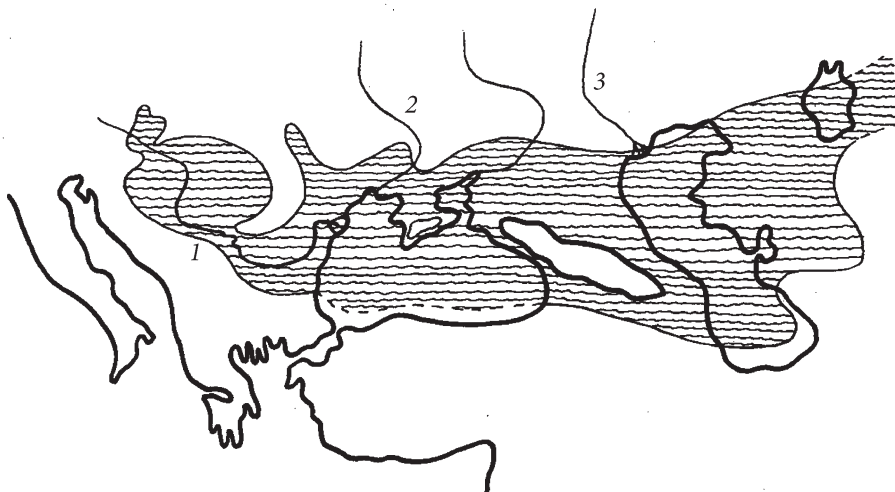


Рис. 2. Арало-каспійсько-понтійсько-паннонське море-озеро у міоцені за [57]

дені схеми (рис. 1, 2) змін вигляду морських і солонуватоводних екосистем Європи у післяльодовиковий період [52, 57] свідчать про реальну можливість формування та подальшого існування таких водних біогеографічних «анклавів». Як видно з рисунку 1, найбільший за масштабами залишковий «анклав» сформувався на ділянці Середнього та Верхнього Пра-Дунаю. Щодо можливості поширення солонуватоводних безхребетних у річища майбутніх Волги, Дніпра та Дунаю після останнього льодовикового періоду свідчать палеонтологічні знахідки черепашок *D. polymorpha* на території Європи [1, 2, 8, 33, 37, 48]. У такому випадку у верхів'я Дунаю, крім дрейсени, могли потрапити й інші солонуватоводні організми, зокрема *H. invalida*, але рештки яких, на відміну від черепашок

дрейсен, просто не могли зберегтися у геологічних структурах упродовж багатьох тисячоліть [63].

За умов активного розвитку штучних водних шляхів у Європі впродовж XIX—XX ст., які поєднали басейни багатьох річок у щільну гідрографічну мережу, ці організми отримали змогу до поширення із «реліктових» помешкань і були знайдені, серед інших і *H. invalida*, після початку системних гідробіологічних досліджень на водних об'єктах ЦЗЄ, особливо активних на початку XXI ст. Додатковим аргументом на підтвердження обґрунтованості цієї гіпотези є знахідка у верхній течії карпатської р. Тиса (притока Дунаю) ПК гамариди *Stenogammarus compressus* G.O. Sars [28], яка й досі не зареєстрована у Середньому і Верхньому Дніпрі [42] і в Нижньому Дунаї [77].

Висновки

Наявність великої кількості публікацій в останні 10—20 років про знахідки поселень *H. invalida* по гідрогеографічній мережі Західної і Центральної Європи може бути пов'язана не стільки із явищем розповсюдження цієї поліхети, а й з великою увагою спільноти гідробіологів до самого феномену активного розповсюдження солонуватоводних макробезхребетних понто-каспійської фауни.

Поліхета *H. invalida* належить до групи гідробіонтів Понто-Каспійського фауністичного комплексу, які мешкають у водних об'єктах нативного (історичного) ареалу з рівнем солоності 0,2—10,0 ‰, що обумовлює доцільність відносити цей вид до солонуватоводних або евригалінних організмів, а не до прісноводних, як вказується у деяких публікаціях, наведених у списку використаної літератури.

У нативних ареалах *H. invalida* належить до групи пелюфільних організмів, рідше — до пелопсамофільних та пелоконхіофільних, утворюючи багаточисельні популяції за умов слабкої проточності (0,1—0,3 м/с) при рівні солоності 0,2—5,0 ‰. У публікаціях останніх 10—20 років про знахідки поліхети у великих і малих річках ЦЗЄ вказується, що вона трапляється на піщано-гравійних ґрунтах навіть з великим камінням за швидкості течії інколи більше 1 м/с у воді з мінералізацією до 0,2 ‰. Ці факти свідчать про надзвичайно широку екологічну «пластичність» *H. invalida*, що значною мірою обумовлює її здатність до освоєння нових водних об'єктів.

Помічено, що як інвайдер *H. invalida* швидко освоює й досягає значної чисельності у новостворених біотопах після днопоглиблення акваторій водойм, як це спостерігалось на Верхньому Дніпрі, Канівському та Кременчуцькому водосховищах. У «молодих» водосховищах виникає тимчасовий «спалах» чисельності *H. invalida*, що дещо знижується в наступні роки.

Більшість нових знахідок *H. invalida* у водній мережі Західної і Центральної Європи виявлено в Середньому і Верхньому Дунаї, а також в інших річках Європи, пов'язаних із ним численними каналами. Деякі науковці джерелами поширення понто-каспійських організмів, зокрема

H. invalida, у ці водні об'єкти вважають функціонування трьох європейських інвазійних коридорів: Східного (Волзького), Центрального (Дніпровського) та Західного (Дунайського).

Проникнення *H. invalida* з басейну СЄІК у водну мережу Західної і Центральної Європи було неможливим, оскільки перші знахідки цієї поліхети у Рибінському водосховищі, яке становить собою нижчу ділянку штучної частини Волго-Балтійського транспортного шляху, відбулися лише у 1994 р.

Розселення *H. invalida* з басейну ЦЄІК у водну мережу Західної і Центральної Європи також маловірогідно, оскільки канали, що поєднують басейн Верхнього Дніпра та р. Вісла, припинили своє функціонування на початку і в середині ХХ ст., а на межі Середнього та Верхнього Дніпра та його притоках *H. invalida* була знайдена лише у 1990-х роках. Знахідки *H. invalida* у р. Ельба — найбільш східної за географічним положенням річки Центральної Європи — лише з 2014 р. є ще одним з переконливих доказів, що на захід ця поліхета не могла потрапити зі сходу, зокрема із систем ЦЄІК.

Розповсюдження *H. invalida* у водній мережі ЦЗЄ, найбільш вірогідно, пов'язане із розселенням цієї поліхети з річища Дунаю як ЗЄІК, що виконує функцію розповсюдження інших ПК безхребетних.

У Нижньому Дунаї, який становить собою нативний (історичний) ареал понто-каспійської фауни, поселення *H. invalida* відомі з початку ХХ ст. У Середньому та Верхньому Дунаї популяції поліхети виявлені у результаті гідробіологічних досліджень, починаючи з 1930-х років.

Як відомо, *H. invalida* не має функціональних засобів до активної міграції і може розселятися лише пасивно. Першим варіантом такого механізму може бути розповсюдження за умов течії личинок поліхети, що вилупилися з яєць і залишили трубки, де мешкає материнська особина поліхети. Залежно від швидкості течії личинки можуть переноситися на більш-менш значні відстані і після осідання на дно утворювати популяції у нових оселищах.

Отже, поява популяцій *H. invalida* у водній мережі ЦЗЄ пов'язана лише з пасивним розповсюдженням цього організму, оскільки інтродукції цієї поліхети у Середній і Верхній Дунай ніколи не проводились.

Людина може дієво сприяти розповсюдженню *H. invalida* як у річках, так і по численних каналах Європи за наявності поліхети у складі баластних вод, які багаторазово наповнюються та скидаються при проходженні суднами під мостами та по численним шлюзовим камерам каналів. Крім того, переміщення великих обсягів водних мас, нерідко збурених із донними відкладами, також може сприяти переміщенню *H. invalida* на різних стадіях розвитку по трасах каналів.

Підтвердженням реалізації такого механізму є знахідки *H. invalida* в притоках Середнього і Верхнього Дунаю та в гідрологічно пов'язаних з ним річках, таких як Одер, Майн, Ельба, Рейн, Рона, Сена та ін., з кінця ХХ ст. і особливо багаточисельні — з початку ХХІ ст. Виявлення поселень *H. invalida* на різних ділянках великих річок (верхів'я або пониззя) у різні

строки може бути обумовлено не тільки фактом розповсюдження поліхети, але й дискретністю проведення гідробіологічних досліджень у часі.

Заслуговує уваги альтернативна версія щодо джерел розповсюдження *H. invalida* у водній мережі Європи. Вона базується на палеогідрографічних аспектах розвитку цієї мережі у міжльодовикові та останній післяльодовиковий період і пов'язана з істотними коливаннями рівня води у морських акваторіях півдня Європи. Саме за таких умов сформувалися можливості для виникнення відокремлених популяцій безхребетних, які в наш час отримали назву «пonto-каспійські». Їхні рецентні популяції могли залишитись у деяких водних об'єктах гірських та передгірських територій Європи. В процесі активного розвитку штучних водних шляхів у Європі впродовж XIX—XX ст. ці організми мали змогу до поширення і були знайдені, серед інших і *H. invalida*, після активних гідробіологічних досліджень. Цю гіпотезу було сформульовано і підтримано рядом науковців, вона має палеогеологічне підґрунтя, що обумовлює її актуальність.

В екосистемах Дніпра та Волги інвазія *H. invalida* мала анадромний характер від нативних ареалів у пониззях цих річок до верхніх частин. У річках басейнів Північного і Середземного морів, а також Атлантичного океану спостерігається катадромне розповсюдження цієї поліхети з осередків у верхній частині басейну Дунаю. Цей процес є вагомим аргументом на користь гіпотези відносно «реліктової» природи інвазії *H. invalida* у водні об'єкти Центральної та Західної Європи.

У зв'язку з посиленням уваги дослідників-гідробіологів до явища інвазії гідробіонтів, особливо представників ПК фауністичного комплексу, у внутрішні води Європи та Північної Америки, слід очікувати появи інформації про знахідки *H. invalida*, а також нових ПК видів у різноманітних водних об'єктах, особливо малодосліджених і зовсім не досліджених в аспекті гідробіології.

Список використаної літератури

1. Андрусов Н.И. Ископаемые и живущие Dreissenidae Евразии. *Тр. СПб общ-ва естествоиспытателей, отд. геологии и минералогии*. 1897. Т. 25. С. 1—683.
2. Андрусов Н.И. Взаимоотношения Эвксинского и Каспийского бассейнов в неогеновую эпоху. *Изв. Рос. АН. Сер. 6*. 1918. Т. 12, № 8. С. 749—760.
3. Афанасьев С.О. Структура біотичних угруповань та оцінка екологічного статусу річок басейну Тиси. Київ : Інфодрук, 2006. 101 с.
4. Баканов А.И. База данных «Freshwater invasion» (Инвазии в пресных водах). Экология и морфология беспозвоночных континентальных вод. Махачкала: Изд-во «Наука ДНЦ», 2010. С. 467—473.
5. Белинг Д.Е. Материалы по гидрофауне и ихтиофауне нижнего течения реки Днепра. *Тр. Всеукр. гос. Черномор.-Азов. науч.-промыш. опыт. ст.* Херсон, 1925. Т. 1. С. 1—72.
6. Бенинг А.Л. К изучению придонной жизни реки Волги. *Тр. Волж. биол. ст.* Саратов, 1924. № 2. 398 с.
7. Березинська водна система: https://uk.wikipedia.org/wiki/Березинська_водна_система

8. Биологические инвазии в водных и наземных экосистемах. Москва : Тов-во науч. изд. КМК, 2004. 436 с.
9. Вишневський В.І. Гідролого-гідрохімічний режим дніпровських водосховищ. *Гідробіол. журн.* 2020. Т. 56, № 2. С. 103—120.
10. Волго-Балтийский водный путь: <https://www.locman.net/volgobalt>
11. Гидрология и гидрохимия Днепра и его водохранилищ / отв. ред. М.А. Шевченко. Киев : Наук. думка, 1989. 216 с.
12. Голоцен: <https://uk.wikipedia.org/wiki/голоцен>
13. Дедю И.И. Амфиподы пресных и солоноватых вод Юго-Запада СССР. Кишинев : Штиинца, 1980. 223 с.
14. Державин А.Н. Каспийские элементы в фауне бассейна Волги. *Тр. Ихтиол. лаб. упр. Касп.-Волж. рыбн. и тюленевых промыслов.* 1912. Т. 2, вып. 5. С. 1—44.
15. Джердапское водохранилище: [https://ru.wikipedia.org/wiki/Джердапское водохранилище](https://ru.wikipedia.org/wiki/Джердапское_водохранилище)
16. Дзюбан Н.А., Слободчиков Н.Б. *Hypania invalida* (Grube, 1860) в волжских водохранилищах и гидробиологический мониторинг. *Гидробиол. журн.* 1980. Т. 16, № 5. С. 56—59.
17. Дніпровсько-Бузький канал: [https://uk.wikipedia.org/wiki/Дніпровсько-Бузький канал](https://uk.wikipedia.org/wiki/Дніпровсько-Бузький_канал)
18. Жадин В.И., Герд С.В. Реки, озера, водохранилища СССР. Их фауна и флора. Москва : Гос. учебно-пед. изд-во, 1961. 597 с.
19. Жукинский В.Н., Харченко Т.А., Ляшенко А.В. Адвентивные виды и изменение ареалов аборигенных гидробионтов в поверхностных водных объектах Украины. Сообщение 1. Водные беспозвоночные. *Гидробиол. журн.* 2006. Т. 42, № 6. С. 58—69.
20. Журавель П.А. О фауне лиманного комплекса Днепровского водохранилища после его восстановления. *Вестн. Днепропетр. НИИ гидробиологии.* 1955. Т. 11. С. 121—145.
21. Журавель П.О. Про стан деяких представників фауни Mollusca та Crustacea у водосховищі Дніпрогесу. *Вісн. Дніпропетр. гідробіол. ст.* 1937. Т. 2. С. 149—160.
22. Журавлева Л.А. Многолетние изменения минерализации и ионного состава воды водохранилищ Днепра. *Гидробиол. журн.* 1998. Т. 34, № 4. С. 88—96.
23. Зимбалева Л.Н., Сергеев А.И., Плигин Ю.В., Емельянова Л.В. Современное состояние акклиматизированных беспозвоночных в водохранилищах Днепра. Итоги и перспективы акклиматизации рыб и беспозвоночных в водоемах СССР : тез. докл. (Махачкала, 23—25 сент. 1980 г.). Москва : Б. и., 1980. С. 50—52.
24. Иоффе Ц.И. Обзор выполненных работ по акклиматизации кормовых беспозвоночных для рыб в водохранилищах. Улучшение и увеличение кормовой базы для рыб во внутренних водоемах СССР. Ленинград : ГосНИОРХ, 1968. С. 7—29.
25. Каховське водоймище. Гідробіологічний нарис / Відп. ред. Я.Я. Цееб. Київ : Наук. думка, 1964. 304 с.
26. Крендовский М.Е. Исследования Бутского, Днепровского и других лиманов. Тр. общ-ва естествоиспытателей природы при Харьков. ун-те. 1885. Т. 18, № 1. С. 49—200.
27. Линдберг Г.У. Крупные колебания уровня океана в четвертичный период. Ленинград : Наука, 1972. 548 с.
28. Ляшенко А.В., Силаева А.А. Донная макрофауна Тисы и ее притоков. Рук. деп. в ВИНТИ 25.6 92 г. № 2062—В92. Ред. Гидробиол. журн. Киев. 36 с.
29. Марковский Ю.М. Результаты работы Института гидробиологии Академии наук УССР по переселению некоторых кормовых беспозвоночных. Тр. совещ. по проблеме акклиматизации рыб и кормовых беспозвоночных. Москва ; Ленинград, 1954. Вып. 3. С. 151—158.
30. Марковский Ю.М. Фауна беспозвоночных низовьев рек Украины, условия ее существования и пути использования. Ч. 2. Днепровско-Бутский лиман. Киев : Изд-во АН УССР, 1954 а. — 207 с.

31. Марковский Ю.М., Зеров К.К. Гидробиологический очерк среднего Днепра и прогноз биологического режима Кременчугского водохранилища. *Вопр. ихтиологии*. Москва : Изд-во АН СССР, 1955. Вып. 5. С. 150—162.
32. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / за ред. В.Д. Романенка. Київ : ЛОГОС, 2006. 408 с.
33. Мордухай-Болтовской Ф.Д. Каспийская фауна в Азово-Черноморском бассейне. Москва ; Ленинград : Изд-во АН СССР, 1960. 288 с.
34. Мороз Т.Г. Макрозообентос лиманов и низовьев рек Северо-Западного Причерноморья. Киев : Наук. думка, 1993. 188 с.
35. Мороз М.Д., Ліпінська Т.П. Аборигенні та чужорідні види макрозообентосу водотоків білоруської частини Центрального Європейського інвазивного коридору. *Гідробіол. журн.* 2020. Т. 56, № 2. С. 18—31.
36. Николаев И.И. Некоторые аспекты экологии стихийного расселения гидробионтов. Итоги и перспективы акклиматизации кормовых беспозвоночных в рыбохозяйственных водоемах. *Сб. науч. тр. ГосНИОРХ*. 1985. Вып. 232. С. 81—89.
37. Новский В.А. Находка *Dreissena polymorpha* в четвертичных слоях Рыбинского района Ярославской области. *Бюл. Ин-та биол. внутр. вод АН СССР*. 1960. № 8—9. С. 28—29.
38. Одра: <https://uk.wikipedia.org>
39. Оливари Г.А. Донное животное население Нижнего Днепра. Прогноз биологического режима Каховского водохранилища и низовьев Днепра. Киев : Изд-во АН УССР, 1953. С. 70—87.
40. Остроумов А.А. О гидробиологических исследованиях в устьях южнорусских рек в 1896 году. *Изв. Имп. Акад. наук*. 1897. Т. 6, № 4. С. 343—362.
41. Плигин Ю.В. Беспозвоночные Каспийского комплекса в бентосе днепровских водохранилищ. Гидробиологические исследования пресных вод. Киев : Наук. думка, 1985. С. 43—50.
42. Плигин Ю.В. Полихеты понто-каспийского комплекса в бентосе водохранилищ Днепра. *Природничий альманах. Сер.: Біологічні науки*. Херсон : ПП Вишемирський, 2006. Вип. 8. С. 185—191.
43. Плигин Ю.В., Матчинская С.Ф. Макрозообентос. Гидроэкологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС. Киев : Наук. думка, 1992. С. 116—123.
44. Романенко В.Д. Дніпровські водосховища, їхнє значення та проблеми. *Гідробіол. журн.* 2018. Т. 54, № 1. С. 3—12.
45. Семенченко В.П., Сон М.О., Новицкий Р.А. и др. Чужеродные макробеспозвоночные и рыбы в бассейне реки Днепр. *Росс. журн. биол. инвазий*. 2014. № 4. С. 76—96.
46. Совинский В.К. Введение в изучение фауны Понто-Каспийско-Аральского морского бассейна, рассматриваемой с точки зрения самостоятельной зоогеографической провинции. Киев, 1902. 216 с.
47. Сон М.О. Моллюски-вселенцы в пресных и солоноватых водах Северного Причерноморья. Одесса : Друк, 2007. 132 с.
48. Старобогатов Я.И. Фауна моллюсков и зоогеографическое районирование континентальных водоемов земного шара. Ленинград : Наука, 1970. 372 с.
49. Цееб Я.Я., Оливари Г.А., Гусынская С.Л. Кормовая база рыб Каховского и Кременчугского водохранилищ и возможности рыбохозяйственного использования их мелководий. Гидробиологический режим Днепра в условиях зарегулированного стока. Киев: Наук. думка, 1967. С. 365—386.
50. Шерстюк В.В., Северенчук Н.С. Беспозвоночные как кормовые объекты рыб. Беспозвоночные и рыбы Днепра и его водохранилищ. Киев: Наук. думка, 1989. С. 117—135.
51. Щербина Г.Х. Автоакклиматизация каспийской полихеты *Hypania invalida* в бассейне Верхней Волги. *Зоол. журн.* 2001. Т. 80, № 3. С. 278—284.

52. Эберзин А.Г. О происхождении плиоценовых родов кардиид в Эвксинском бассейне. *Тр. Палентол. ин-та АН СССР*. Т. 20. Москва ; Ленинград : Изд-во АН СССР, 1949. С. 209—232.
53. Яковлев В.А., Яковлева А.В. Полихета *Hypania invalida* (Polychaeta: Ampharetidae) в Куйбышевском водохранилище: распределение, размерно-весовые характеристики. *Росс. журн. биол. инвазий*. 2010. № 1. С. 44—55.
54. Afanasyev S.A. Forming of hydrobiota of the river systems in the territory of Ukraine in view of history of hydrographic. *Hydrobiol. J.* 2015. Vol. 51, N 1. P. 3—12.
55. Akopian M., Garnier J., Usello-Polatera P. Invasive species impact on the macroinvertebrate community in the Lower Marne River. XXIX Congress Lahti Finland 8—14 august 2004: Book of Abstracts. 2004. P. 334.
56. Albrecht M.-L. Auswirkungen von Regulierungen der unteren Oder auf die Bodenbesiedlung. *Limnologische berichte der X Jubiläumstagung Donauforschung*. Bulgarien, 10—20 october 1966. Sofia, 1968. S. 397—401.
57. An der Lan H. Tiergeographie der Donau. *Limnologie der Donau*. L. 3. Stuttgart, 1967. S. 316—326.
58. B cesku M. Quelques observations sur la faune benthonique du defile roumain du Danube: son importance zoogéographique et pratique. *Ann. Sci. Univ. Jassy*. 1948. Vol. 31, N 2. P. 240—253.
59. Bernauer D., Jansen W. Recent invasions of alien macroinvertebrates and loss of native species in the upper Rhine River, Germany. *Aquatic Invasions*. 2006. Vol. 1, N 2. P. 55—71.
60. Bij de Vaate A., Jazdzewski K., Ketelaars H.A.M. et al. Geographical patterns in range extension of Ponto-Caspian macroinvertebrate species in Europe. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 2002. Vol. 59. P. 1159—1174.
61. Devin S., Akopian M., Fruget J.-F. et al. Premières observations écologiques dans les hydrosystèmes français du polychète d'eau douce *Hypania invalida* introduit en Europe occidentale. *Vie et Milieu-Life and Environment*. 2006. Vol. 56, N. 3. P. 247—254.
62. Devin S., Beisel J.N., Usseglio-Polatera P., Moreteau J.-C. Changes in functional biodiversity in an invaded freshwater ecosystem: the Moselle River. *Hydrobiologia*. 2005. Vol. 542, N 1. P. 113—120.
63. Devin S., Bollache L., Noël P.-G., Beisel J.-N. Patterns of biological invasions in French freshwater systems by nonindigenous macroinvertebrates. *Ibid.* 2005. Vol. 551. P. 137—146.
64. Dudich E. Systematisches Verzeichnis der Tierwelt der Donau, mit einer zusammenfassenden Erläuterung. *Limnologie der Donau*. L. 3. Stuttgart, 1967. S. 4—69.
65. Eggers T.O., Anlauf A. *Hypania invalida* (Grube, 1860) (Polychaeta: Ampharetidae) in der Mittleren Elbe. *Lauterbornia*. 2008. Vol. 62. P. 11—13.
66. Gallardo B., Aldridge D.C. Review of the ecological impact and invasion potential of Ponto Caspian invaders in Great Britain. Cambridge Environmental Consulting, 2013. 121 p.
67. Gollasch S., Nehring S. National checklist for aquatic alien species in Germany. *Aquatic Invasions*. 2006. Vol. 1, N 4. P. 245—269.
68. https://fr.wikipedia.org/wiki/Canal_de_la_Marne_au_Rhin
69. <https://geo.info/reki/elba>
70. https://uk.wikipedia.org/wiki/Канал_Рейн_Майн_Дунай
71. [https://uk.wikipedia.org/wiki/Рона_-_Рейн_\(канал\)](https://uk.wikipedia.org/wiki/Рона_-_Рейн_(канал))
72. <https://www.sb.by/articles/skolzyashchie-po-volnam.html>
73. Klink A.G., bij de Vaate A. *Hypania invalida* (Grube, 1860) (Polychaeta: Ampharetidae) in the Lower Rhine — new to the Dutch fauna. *Lauterbornia*. 1996. Vol. 25. P. 57—60.
74. Kothé P. *Hypania invalida* (Polychaeta Sedentaria) und *Jaera sarsi* (Isopoda) erstmals in der deutschen Donau. *Arch. Hydrobiol.* 1968. Vol. 34. P. 88—114.

75. Krodkiewska M., Cebulska K., ukasz Gajda Ł., Swiątek P. Distribution of the invasive polychaete *Hypania invalida* (Grube, 1860) against the background of the benthic fauna in the upper Oder River catchment (Poland). *Knowl. Manag. Aquat. Ecosyst.* 2024. Vol. 425, N 2. P. 1—12.
76. Kureck A., Schulz B., Kniggendorf L., Norf H. The ponto-caspian polychaete *Hypania invalida*, a successful invader of European rivers. XXIX Congress Lahti Finland 8—14 august 2004: Book of Abstracts. 2004. P. 334.
77. Liashenko A.V., Zorina-Sakharova K.Ye. Species richness of benthic invertebrates in the Lower Reaches of the Danube River in Ukraine and Romania. *Hydrobiol. J.* 2020. Vol. 56, N 6. P. 3—19.
78. Lyashenko A.V., Zorina-Sakharova Ye.Ye., Makovskiy V.V., Sanzhak Yu.O. Modern state of the Ponto-Caspian complex of the macrofauna of invertebrates in the Lower Reaches of the Danube River within the territory of Ukraine. *Ibid.* 2012. Vol. 48, N 4. P. 18—27.
79. Mills E., Rosenberg G., Spidle A. et al. A Review of the biology and ecology of the quagga mussel (*Dreissena bugensis*), a second species of freshwater Dreissenid introduced to North America. *Amer. Zool.* 1996. Vol. 36, N 3. P. 271—286.
80. Motas C., Bacescu M. *Hypania invalida* (Grube) et *Hypaniola kowalewskii* (Grimm) en Roumanie. *Ann. Sci. Univ. Jassy.* 1938. Vol. 24, N 20. P. 337—345.
81. Müller R., Hendrich L., Klima M., Kopp J.H.E. Das Makrozoobenthos des Oder-Spree-Kanals und der Fürstenwalder Spree in Brandenburg. *Lauterbornia.* 2006. Vol. 56. P. 141—154.
82. Pligin Yu.V., Matchinskaya S.F. New data on the expansion of the area of distribution of brackishwater invertebrates in the Dnieper reservoirs. *Hydrobiol. J.* 2002. Vol. 38, N 6. P. 3—7.
83. Pligin Yu.V., Matchinskaya S.F., Zheleznyak N.I., Linchuk M.I. Long-term distribution of alien species of macroinvertebrates in the ecosystems of the Dnieper reservoirs. *Ibid.* 2014. Vol. 50, N 2. P. 3—17.
84. Pligin Yu.V., Yemel yanova L.V. Acclimatization of caspian invertebrates in Dnieper reservoirs. *Ibid.* 1989. Vol. 25, N 1. P. 1—9.
85. Pligin Yu.V., Zheleznyak N.I. Spread of Ponto-Caspian macro-invertebrates along the european invasion corridors: preconditions, consequences, prospects. *Ibid.* 2024. Vol. 60, N 2. P. 24—38.
86. Popescu-Marinescu V. Les populations d'*Hypania invalida* (Grube) dans la region Portile de Fier, avant et après la création du lac d'accumulation. *Revue Roumaine de Biologie, Série Biologia Animale.* 1992. Vol. 37. P. 131—139.
87. Russev B., Marinov T. The fauna of polychaetes and leeches in the Bulgarian Danube sector. *Izv. Zool. Inst.* 1964. Vol. 15. P. 191—197.
88. Schmidt W.-D., Kaiser I., Schuller I. Zwei Neuankömmlinge aus der Donau — *Hypania invalida* (Polychaeta) und *Jaera istri* (Isopoda) — haben den ganzen Main besiedelt. *Lauterbornia.* 1998. Vol. 33. P. 121—123.
89. Semenchenko V.P., Rizevski V.K., Mastitsky S.E. et al. Checklist of aquatic alien species established in large river basins of Belarus. *Aquatic Invasions.* 2009. Vol. 4, N 2. P. 337—347.
90. Sibley P., Ferreira M., Innes C. First record of the Ponto-Caspian amphipod *Chelicorophium robustum* (G.O. Sars, 1895) in Great Britain with notes on the method of collection. *Bioinvasions Records.* 2022. Vol. 11, N 3. P. 758—765.
91. Straka M., Špaček J., Pařil P. First record of the invasive polychaete *Hypania invalida* (Grube, 1960) in the Czech Republic. *Ibid.* 2015. Vol. 4, N 2. P. 87—90.
92. Tischikov G.M., Tischikov I.G. Taxonomic composition of macrozoobenthic communities in the Zapadnyi Bug and Narev rivers' basins. Proceed. of the 7th National sci. conf. «Use of the rivers Narev and Bug in the context of sustainable development». Warsaw-Debe. 2005. P. 175—191.

93. Tittizer T. Ausbreitung aquatischer Neozoen (Makrozoobenthos) in den europäischen Wasserstrassen, erläutert am Beispiel des Main-Donau-Kanals. *Schriftenreihe des Bundesamtes für Wasserwirtschaft*. 1997. Vol. 4. S. 113—134.
94. Tittizer T. Neozoen in mitteleuropäischen Gewässern, Rundgespräche der Kommission für Ökologie. 2001. Bd. 22 «Gebietsfremde Arten, die Ökologie und der Naturschutz», Dr. Friedrich Pfeil Verlag, München. S. 59—74.
95. Tittizer T., Schöll F., Banning M. et al. Aquatische Neozoen im Makrozoobenthos der Binnenwasserstrassen Deutschlands. *Lauterbornia*. 2000. N 39. S. 1—72.
96. Van den Bossche J.-P., Chérot F., Delooz E. et al. First record of the Pontocaspian invader *Hypania invalida* (Grube, 1860) (Polychaeta: Ampharetidae) in the River Meuse (Belgium). *Belgian Journal of Zoology*. 2001. Vol. 131, N 2. P. 183—185.
97. Vučković N., Pozojević I., Urbanić G., Mihaljević Z. New evidence supporting upstream pathways of *Hypania invalida* (Grube, 1860) invasion. *Bioinvasions*. 2021. Vol. 10, N 3. P. 589—597.
98. Weber E. Süßwasserpolychaeten in der österreichischen Donau. *Arch. Hydrobiol. Suppl. Donauforschung*. 1964. Vol. 27 S. 381—385.
99. Woźniczka A., Gromisz C., Wolnomiejski N. *Hypania invalida* (Grube, 1960), a polychaete species new for the southern Baltic estuarine area: the Szczecin Lagoon and the River Odra mouth. *Aquatic Invasions*. 2011. Vol. 6, N 1. P. 39—46.
100. Žganec K., Lajtner J., Čuk R. et al. Maguire I. Alien macroinvertebrates in Croatian freshwaters. *Aquatic Invasions*. 2020. Vol. 15, N 4. P. 593—615.
101. Zorić K., Jakovčev-Todorović D., Dikanović V. et al. Distribution of the Ponto-Caspian polychaeta *Hypania invalida* (Grube, 1860) in inland waters of Serbia. *Aquatic Invasions*. 2011. Vol. 6, N 1. P. 33—38.

Надійшла 9.12.2024

Yu. V. Pligin, PhD (Biol.), Senior Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine,
e-mail: ecovod.igb@gmail.com
ORCID 0009-0004-3840-8674

N.I. Zheleznyak, engineer
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine
ORCID 0009-0003-8133-3199

PONTO-CASPIAN POLYCHAETA *HYPANIA INVALIDA* (GRUBE, 1860)
(POLYCHAETA, AMPHARETIDAE) IN THE INLAND WATERS OF EUROPE:
MODERN DISTRIBUTION AND HYPOTHESIS OF PALEOREFUGIUMS

The paper considers the state of research on the distribution of the invasive brackish-water Ponto-Caspian species of polychaete *Hypania invalida* (Grube, 1860) in water bodies of Europe. In the native (historical) area covering the lower reaches of the Danube, Dnipro and Volga rivers, populations of this polychaete are known from hydrobiological studies of the late 19th and early 20th centuries. The main biotopes of its localization are deposits of gray silt, silty sand, silt with impurities of mollusk shells. After the creation of cascades of reservoirs on the Dnieper and Volga, against the background of increased mineralization of water masses, in the 1970s and 1980s, the dispersal of *H. invalida* from below in the middle section of these rivers was recorded.

In the middle and upper reaches of the Danube, settlements of *H. invalida* have been known since the 1930s.

The article analyzes data on the findings of *H. invalida* populations in many rivers and canals of Central and Western Europe, especially numerous - from publications of the be-

ginning of the 21st century. Most scientists believe that the polychaetes dispersal is facilitated by active logistics in the water network of the region.

The paper considers the hypothesis of *H. invalida* dispersal in the internal waters of Central and Western Europe from relict sites in the upper reaches of the PraDanube, which were formed at the end of the Holocene epoch 11—13 thousand years ago after the salinity of the waters of the Pontic (Ancient Black Sea) basin had increased significantly and the oligo- and mesohaline invertebrates species migrated to the upper reaches of the river.

Keywords: *Hypania invalida*, invasion, rivers and canals of Europe, dispersal mechanisms, history of European hydrography.

РИБОГОСПОДАРСЬКА ГІДРОБІОЛОГІЯ І ІХТІОЛОГІЯ

УДК 597/639.2

Б.С. ГУЛАК, к. б. н., наук. співроб.,
Інститут морської біології НАН України
вул. Пушкінська, 37, м. Одеса, Україна, 65048,
gulak.bogdan94@gmail.com
ORCID 0000-0002-5991-3715

С.Г. БУШУЄВ, к. б. н., ст. наук. співроб.,
Інститут морської біології НАН України
вул. Пушкінська, 37, м. Одеса, Україна, 65048,
bsg1956@gmail.com
ORCID 0000-0002-7649-6853

ПОПУЛЯЦІЙНА СТРУКТУРА, ПРИРОДНА СМЕРТНІСТЬ ТА ПЕРСПЕКТИВИ ПРОМИСЛУ АТЕРИНИ ПІЩАНОЇ *ATHERINA BOYERI* (RISSE, 1810) В УКРАЇНСЬКИХ ВОДАХ ПІВНІЧНО-ЗАХІДНОЇ ЧАСТИНИ ЧОРНОГО МОРЯ ТА ТИЛІГУЛЬСЬКОМУ ЛИМАНІ

На основі матеріалу, зібраного впродовж 2017—2021 рр. у північно-західній частині Чорного моря (ПЗЧМ) та у 2024 р. — у Тилігульському лимані, були отримані дані щодо розмірно-вікового, статевого складу та природної смертності атерини піщаної *Atherina boyeri* (Risso, 1810). Виявлено, що основу уловів в ПЗЧМ складають цьоголітки та дволітки. Максимальний вік риб у Чорному морі становив 4+, а в Тилігульському лимані 3+. Атерини з Чорного моря характеризувались вищими ростовими показниками порівняно з рибами з Тилігульського лиману. Встановлено, що в обох водоймах за чисельністю переважали самки, які починають домінувати з віку старше двох років. Зниження обсягів вилову атерини, яке спостерігається останніми десятиліттями, пов'язане переважно з регуляторними перешкодами промислу. Запропоновано заходи для покращення стану запасу та збільшення обсягів вилову цього виду, зокрема шляхом оптимізації регуляції промислу та покращення водообміну між морем і лиманами.

Ключові слова: атерина піщана, розмірно-вікова структура популяції, статевий склад, темп росту, природна смертність, перспективи промислу, водні біоресурси, північно-західна частина Чорного моря, Тилігульський лиман.

Атерина піщана *Atherina boyeri* (Risso, 1810) — широко поширений вид, ареал якого охоплює Східну Атлантику від Португалії до Мавританії,

Ц и т у в а н н я: Гулак Б.С., Бушуєв С.Г. Популяційна структура, природна смертність та перспективи промислу атерини піщаної *Atherina boyeri* (Risso, 1810) в українських водах північно-західної частини Чорного моря та Тилігульському лимані. *Гідробіол. журн.* 2025. Т. 61, № 4. С. 25—38.

а також Середземне, Чорне та Азовське моря. Раніше вважалося, що у Чорному морі мешкає окремий вид представників роду *Atherina* - *Atherina mochon pontica* (Eichwald, 1831) [4, 8]. Проте його було віднесено до синонімів виду *Atherina boyeri* Risso, 1810 [27]. Цей вид тримається здебільшого прибережних районів моря, часто заходить в мілководні лагуни та естуарні зони. Атерина витримує широкий діапазон солоності води від 0 до 50 ‰. Це дозволяє їй розширювати свій ареал, заселяючи прісноводні водойми [4, 8, 16, 17, 19, 21]. Атерина є дрібним короткоциклічним видом і досягає віку 4 роки, а максимальної довжини до 15 см. Статева зрілість у неї настає на другому році життя, після досягнення довжини більше 50 мм. Нерест у цього виду багатопорційний і триває з квітня по серпень, ікру риби відкладають на підводну рослинність. Плодючість атерини відносно невисока, при довжині риби 11 см кількість ікринок досягає 2760. Живиться цей вид переважно копеподами (Copepoda) та дрібними організмами бентосу: амфіподами (Amphipoda), ізоподами (Isopoda) і поліхетами (Polychaeta) [4, 8, 9, 14, 15].

У Чорному морі атерина не має великого промислового значення, через це спеціальні роботи з оцінки її запасів раніше не проводились. Вилов цього виду здійснюється переважно в північно-західній частині моря де, за експертними оцінками, його запас досягав 15—20 тис. т [10]. Цей район моря, завдяки своїй високій біологічній продуктивності та великій кількості обширних мілководних заток та сполучених з морем лиманів, є для атерини вельми сприятливим місцем, де вона досягає значної чисельності [2, 3, 10]. Відомо, що в теплий період року атерина мігрує в лимани на нагул та нерест. Восени відбувається зворотна міграція риб у море. Саме на цю пору року припадає більша частка вилову атерини, який здійснюється в каналах, що з'єднують лимани з морем. Серед видів, які видобуваються пасивними знаряддями прибережного лову, атерина біля берегів Миколаївської та Одеської областей наприкінці минулого століття займала перше місце за обсягом вилучення [10]. Значна частка вилову цього виду традиційно припадала на Тилігульський лиман, де наприкінці минулого століття вона складала більше половини від загальних уловів, а нині — близько 90 % [2, 3, 9, 11].

На сьогодні інформація щодо популяційних характеристик атерини в північно-західній частині Чорного моря та Тилігульському лимані практично відсутня, а дані щодо її біології уривчасті. Будучи масовим видом, атерина є одним з найчисельніших споживачів зоопланктону в прибережній зоні моря. При цьому вона відіграє важливу роль у живленні хижих риб та морських птахів. Відповідно оцінка стану популяції цього виду є важливим ключем для розуміння глобальних процесів, які відбуваються в екосистемі Чорного моря. Також дослідження біологічних характеристик атерини є необхідним для організації раціонального промислу. У зв'язку з цим нами було поставлено за мету дослідити структуру популяції атерини піщаної та оцінити перспективи її промислу в північно-західній частині Чорного моря і Тилігульському лимані.

Матеріал і методика досліджень

Матеріали для дослідження стану популяції атерини були зібрані в період 2017—2024 рр. під час виконання дослідних робіт за програмами ДП Одеського центру Південного науково-дослідного інституту морського рибного господарства та океанографії та Інституту морської біології НАН України. Відбір проб у Чорному морі та Тилігульському лимані здійснювали з промислових знарядь лову — ставних неводів з довжиною крила 10—100 м та розміром вічка у котлі 6,5 мм. В Тилігульському лимані знаряддя лову розташовували біля с. Коблево, в Чорному морі — поблизу гирла Березанського лиману біля с. Рибаківка і в Каркінітській затоці біля с. Лазурне. Також проводили дослідні лови в межах м. Одеса, де атерину відловлювали підйомною сіткою з вічком 6,5 мм.

Біологічний аналіз проводили, відбираючи з улову випадковим чином 100—150 екз. атерини. У риб вимірювали загальну довжину (TL) з точністю до 1 мм, масу визначали на електронних вагах з точністю до 0,1 г. Під час розтину риб визначали їхню стать та відбирали отоліти, за якими в подальшому проводили визначення віку. Загалом за період проведення досліджень було проаналізовано 3923 екз. атерини (табл. 1).

Зібрані в польових умовах дані було статистично опрацьовано відповідно до стандартних методик з використанням програм Microsoft Excel 2016 та Statistica 2010. Для зіставлення вибірок щодо розмірного та вікового складу атерини було застосовано метод побудови розмірно-вікових ключів відповідно до рекомендацій [12]. Коефіцієнти природної смертності (M) розраховували за методом Гісласона, який найкраще підходить для короткоциклічних пелагічних риб [20]. Оцінку темпу росту атерини виконували на основі розмірно-вікової структури популяції, з використанням коефіцієнтів Гекслі та Берталанфі, для розрахунку яких застосували R -скрипт [24].

Таблиця 1

Обсяг матеріалу проаналізованого в період 2017–2024 рр.

Показники	Роки досліджень						Всього
	2017	2018	2019	2020	2021	2024	
Чорне море							
Проміри довжини та маси, екз.	714	760	464	550	1164	—	3652
Визначення статі та віку, екз.	489	207	110	216	141	—	1163
Кількість проб з уловів, од.	7	5	2	4	5	—	23
Тилігульський лиман							
Проміри довжини та маси, екз.	—	—	—	—	—	271	271
Визначення статі та віку, екз.	—	—	—	—	—	271	271
Кількість проб з уловів, од.	—	—	—	—	—	2	2

Примітка. «—» — не досліджували.

Результати досліджень

Аналіз розмірно-вікової та статеві структури атерини піщаної з уловів ставних неводів у північно-західній частині Чорного моря дозволив визначити ключові параметри, які є важливими для оцінки стану популяції цього виду. В ході досліджень було виявлено, що в північно-західній частині Чорного моря та в Тилігульському лимані незначно переважають самки (рис. 1, 2). В обох водоймах співвідношення статей склало 1 : 1,27. У Чорному морі відмічались щорічні коливання статевого складу. Так, у 2018—2021 рр. частка самок варіювала в межах 50—76 % (в середньому 56 %). Лише в 2017 р. спостерігалось незначне переважання самців (51 %).

Віковий склад атерини в Чорному морі характеризувався мінливістю. У 2017—2021 рр. промислові улови були сформовані особинами з п'яти вікових груп від 0+ до 4+, серед яких домінували цьоголітки та дволітки. Частка цих двох вікових груп в окремі роки коливалась від 53 до 89 %, в середньому становлячи 76 % (рис. 3, 4).

У Тилігульському лимані в уловах зустрічались риби віком до 3+ серед яких 70 % припадало на дволіток. Тут, як і в морі, також спостерігалась тенденція зниження частки самців старших вікових груп (рис. 4). Абсолютне домінування самок в обох водоймах починало відбуватись при досягненні рибами дворічного віку.

Розмірний склад атерини, як і віковий, мав тенденцію до щорічних змін. Середня довжина риб в Чорному морі у різні роки варіювала в межах $76,8 \pm 9,8$ — $86,7 \pm 8,5$ мм, в середньому становлячи $81,6 \pm 12,0$ мм (рис. 5).

Загалом, протягом років досліджень улови атерини в Чорному морі були представлені рибами довжиною 44—120 мм, серед яких 60 % припадало на особин довжиною 70—90 мм (рис. 6). У Тилігульському лимані довжина атерини складала від 59 до 106 мм, а її середнє значення становило $84,2 \pm 6,54$ мм. Більше значення середньої довжини риб у лимані порівняно з морем пояснюється меншою часткою цьоголіток у пробах. Як в

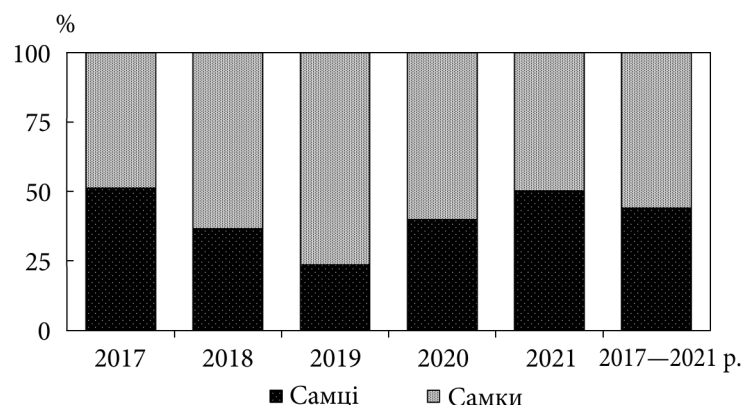


Рис. 1. Співвідношення статей атерини піщаної в промислових уловах в північно-західній частині Чорного моря у 2017—2021 рр.

морі, так і в лимані самки характеризувались більшою довжиною ніж самці.

Для характеристики росту атерини були розраховані рівняння залежності довжина — маса. Залежність маси від довжини у цього виду виявилась високою як у Чорному морі, так і в Тилігульському лимані (рис. 7). Значення коефіцієнту детермінації (R^2) для риб з моря (0,94) виявилось більшим ніж для риб з лиману, де воно становило 0,83.

Розрахунки параметрів рівняння Берталанфі виявили, що атерина з Чорного моря характеризується більш високими ростовими характеристиками, ніж в Тилігульському лимані. Результати, отримані для обох водойм, свідчать про те, що темпи росту самок цього виду вищі, ніж у самців (табл. 2).

На основі параметрів росту Берталанфі були розраховані коефіцієнти природної смертності (M) для різних вікових груп атерини в Чорному морі та Тилігульському лимані. Середнє значення цього показника для риб з лиману (1,24) було вищим, ніж для риб з моря (0,99). Виявилось, що в обох водоймах смертність самців вище, ніж самок. Для риб з Тилігульського лиману різниця в значеннях цього показника була більш вираженою, ніж для риб з Чорного моря (табл. 3). Очевидно, саме цим і пояснюється переважання самок у найстарших вікових групах в обох водоймах (див. рис. 4).

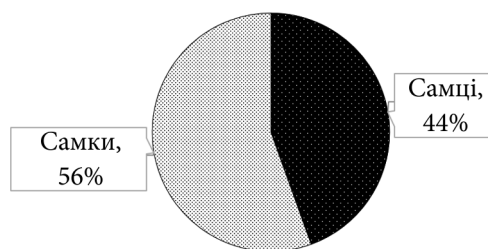


Рис. 2. Співвідношення статей атерини піщаної в промислових уловах в Тилігульському лимані у 2024 р.

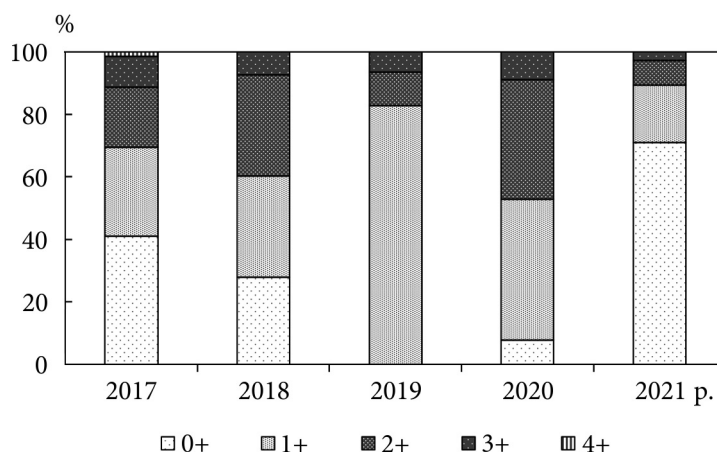


Рис. 3. Віковий склад атерини піщаної в промислових уловах в північно-західній частині Чорного моря у 2017—2021 рр.

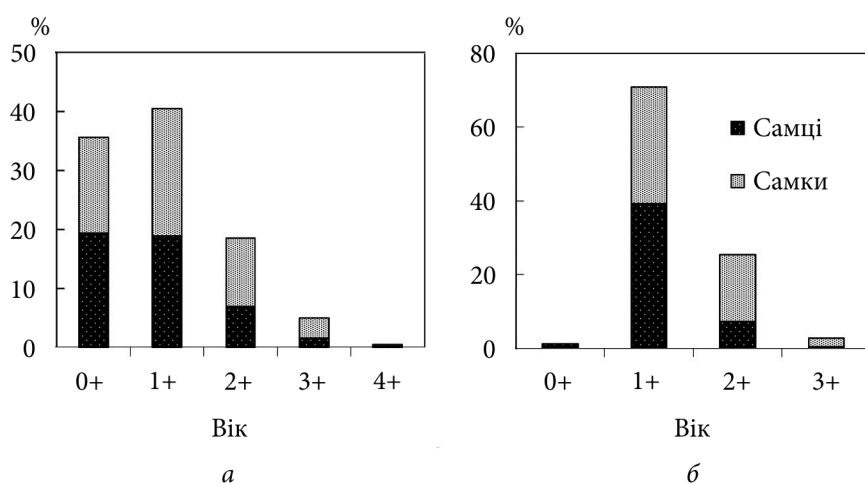


Рис. 4. Вікова та статеві структура атерини в промислових уловах в північно-західній частині Чорного моря у 2017—2021 рр. (а) та в Тилігульському лимані у 2024 р. (б)

Обговорення результатів досліджень

Дослідження атерини піщаної в Чорному морі та Тилігульському лимані виявило відмінності у популяційній структурі риб з цих водойм. Однак, з огляду на те, що Тилігульський лиман з'єднаний з морем, умови для формування окремої популяції цього виду у лимані відсутні. На користь того, що цей вид не утворює в Тилігульському лимані багаточисельного локального стада, прямо вказують дані промислової статистики. У роки, коли сполучний канал між лиманом і морем був перекритий, вилови атерини у лимані знижувалися практично до нуля (табл. 4).

Порівняння статеві структури популяції атерини із районів наших досліджень з даними попередніх дослідників цього виду в інших частинах його ареалу свідчить про те, що співвідношення статей на користь самок є характерною рисою для цього виду. Зменшення кількості самців з віком також відмічалось в більшості районів досліджень. Подібне явище спостерігалось як в нативному ареалі атерини, так і у водоймах, куди вона була випадко-

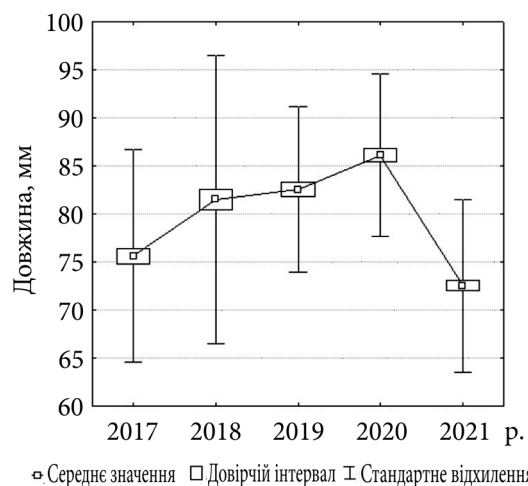


Рис. 5. Динаміка середньої довжини атерини піщаної в промислових уловах в північно-західній частині Чорного моря у 2017—2021 рр.

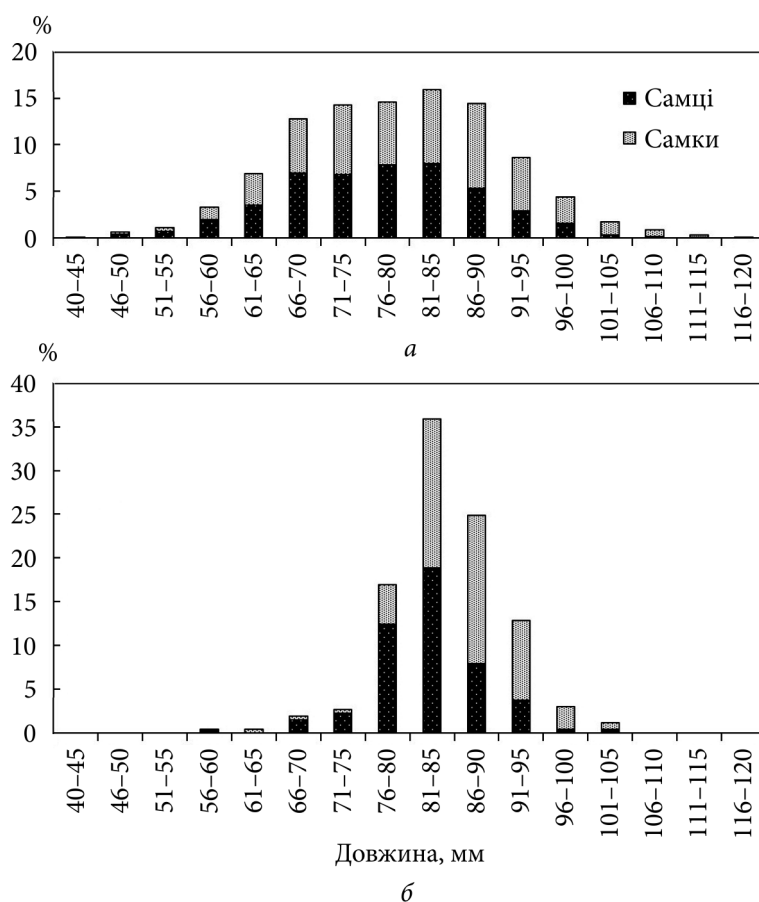


Рис. 6. Розмірний склад атерини піщаної в промислових уловах в північно-західній частині Чорного моря у 2017—2021 рр. (а) та в Тилігульському лимані у 2024 р. (б)

во вселена [18, 22, 23, 25]. На нашу думку, це зумовлено більш високою природною смертністю самців (табл. 3).

Протягом усього періоду досліджень улови атерини в Чорному морі та Тилігульському лимані складалися з молодих особин віком до 2 років, що є типовим для короткоциклічних видів риби [5]. Максимальний вік атерини, зафіксований у морі та в лимані, становив 4+ та 3+ роки відповідно, що узгоджується з даними для інших регіонів поширення цього виду [13, 18, 22, 23, 26]. З огляду на те, що в уловах зустрічались риби віку, який відповідає максимальній тривалості життя цього виду, можна заключити, що промислове вилучення атерини в обох водоймах не перевищувало допустимого рівня. Незначна кількість цього літоку в уловах з Тилігульського лиману пояснюється насамперед часом збору матеріалу для наших досліджень. Влітку 2024 р. значна частина риби покоління 0+ у серпні ще не досягла розмірів, які дозволяють їх ефективно вилучувати промисловими знаряддями лову. Для отримання більш достовірних даних щодо популяційної структури атерини рекомендується проводити

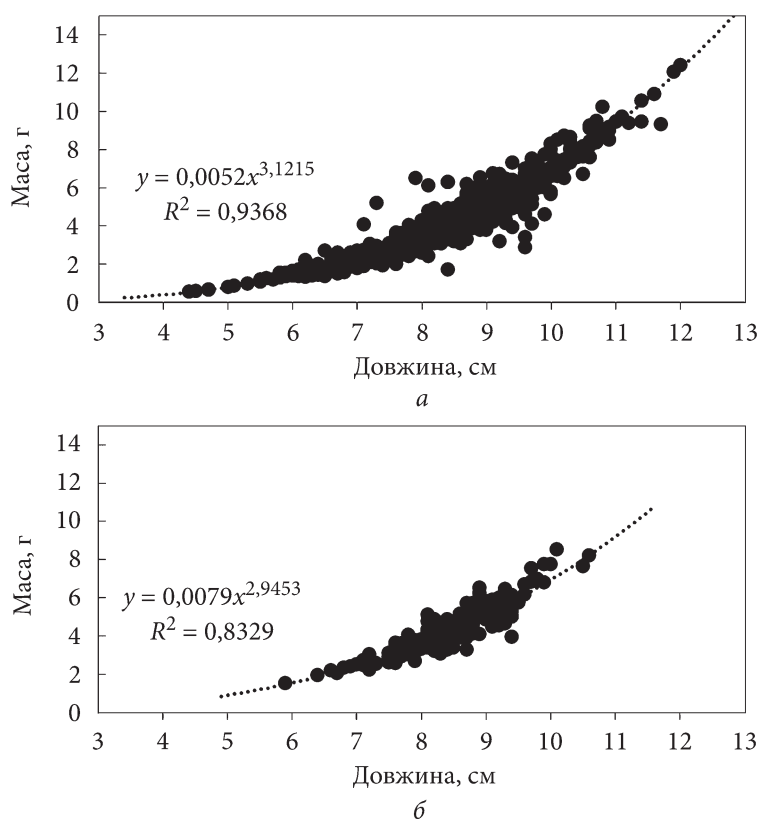


Рис. 7. Залежність маси від довжини атерини піщаної в північно-західній частині Чорного моря у 2017—2021 рр. (а) та в Тилігульському лимані у 2024 р. (б)

Таблиця 2

Параметри росту та залежність довжина–маса атерини піщаної у Чорному морі в 2017—2021 рр. та в Тилігульському лимані в 2024 р.

Водойми	Стать	Показники				
		L_{∞}	k	t_0	a	B
Чорне море, 2017—2021 рр.	Самці	12,14	0,46	-0,70	0,00545	3,08887
	Самки	12,45	0,46	-0,72	0,00519	3,11356
	Обидві статі	12,45	0,44	-0,79	0,00536	3,09919
Тилігульський лиман	Самці	11,19	0,82	-0,29	0,04748	2,18771
	Самки	11,30	0,67	-0,54	0,00393	3,27917
	Обидві статі	11,30	0,66	-0,54	0,00301	3,39985

дослідження восени, коли частка цьоголіток в промислових знаряддях зростає.

Коливання вікового та розмірного складу атерини, зафіксовані в Чорному морі у 2017—2021 рр., на нашу думку, пов'язані з чисельністю

Таблиця 3

Вікові коефіцієнти природної смертності атерини піщаної у північно-західній частині Чорного моря в 2017—2021 рр. та в Тилігульському лимані в 2024 р.

Водойми	Стать	Вік риби, роки				
		0+	1+	2+	3+	4+
Чорне море	Самці	2,07	1,08	0,79	0,67	0,64
	Самки	2,03	1,07	0,79	0,67	0,63
	Обидві статі	1,92	1,03	0,76	0,64	0,61
Тилігульський лиман	Самці	3,11	1,43	1,11	1,01	—
	Самки	2,36	1,24	0,97	0,86	—
	Обидві статі	2,33	1,24	0,96	0,86	—

Таблиця 4

Промислові улови атерини піщаної в північно-західній частині Чорного моря та сполучних з ним лиманів у 2009—2023 рр. (т)

Роки	Північно-західна частина Чорного моря	Тилігульський лиман	Шаболатський лиман	Тузовська група лиманів	Інші водойми
2009	39*	281	73	150	11
2010	21*	316	42	—	1
2011	53*	370	65	5	10
2012	21*	381	84	—	10
2013	209*	482	9	7	12
2014	5*	354	16	—	9
2015	10*	247	17	—	7
2016	93*	—	62	—	—
2017	190	26	51	26	5
2018	189	335	59	39	1
2019	199	132	—	—	10
2020	180	0,5	—	—	—
2021	243	43	48	—	27
2022	33	26	2	—	1
2023	—	19	13	—	—

Примітка. * У зоні контролю управління «Західно-Чорноморська рибохорона»; «—» — не досліджували.

кий рівень природної смертності, то динаміка чисельності популяції зумовлена насамперед умовами нагулу та нересту в конкретний рік [5]. Це явище підтверджувалось і нашими спостереженнями. Наприклад, у 2021 р. в уловах було зафіксовано зменшення середньої довжини риб на 10 мм порівняно з минулим роком (див. рис. 5). Це супроводжувалося збільшенням частки цьогоріток (див. рис. 3). Вступ до промислу численного покоління молодих риб у 2021 р., у свою чергу, спричинив зростання загальних уловів, хоча кількість знарядь на промислі залишалась в тих же межах, що і в попередньому році (див. табл. 4).

Атеріна з Чорного моря характеризувалась більш високими темпами лінійного та масового росту, ніж в Тилігульському лимані (див. рис. 7, табл. 2). За своїми ростовими характеристиками атеріна з обстежених нами ділянок займає проміжне положення серед популяцій в різних частинах її ареалу. Так, риби з Чорного моря відрізнялись більш швидким ростом, ніж в естуарних системах оз. Вістоніс у північній Греції та лагуні Мар Менор на південному сході Піренейського півострова [13, 16]. Втім темп росту чорноморських особин був нижчим, ніж в Середземному, Адріатичному та Каспійському морях [14, 26].

Стан ресурсу та перспективи промислу атерини в українських водах. З початку ХХ ст. відмічається скорочення обсягів вилову атерини у водах північно-західної частини Чорного моря та прилеглих лиманів. У 1980-х роках улови атерини в цьому регіоні досягали 3 тис. т [10]. Цей вид переважно використовувався для потреб сільського господарства та іноді в якості домішок при виробництві рибних консервів. За останні два десятиліття максимальний вилов цього виду становив 712 т у 2013 р., а з 2019 р. не перевищував 400 т.

Історично значна частина вилову припадала на Тилігульський, Шаболатський і Тузлівську групу лиманів, де використовувалися традиційні знаряддя лову, такі як гарди на обловно-запускних каналах та невеликі за розмірами ставні неводи [2, 3, 7, 9, 11]. У Чорному морі найбільш значні обсяги вилову спостерігались нами у прилеглих до лиманів акваторіях під час міграції риб до місць зимівлі, зокрема в районі Кінбурнської коси, с. Рибаківка та с. Сичавка.

Зниження вилову атерини, яке відбулось протягом останніх десятиліть, пов'язано не з надмірним промислом, а навпаки — із внесенням основних місць її лову до складу природоохоронних територій (Природно-заповідного фонду (ПЗФ)). Це спричинило зменшення кількості промислових бригад і відповідних знарядь лову в традиційних районах промислу. Крім того, скоротилася кількість обловно-запускних каналів, які рибогосподарські підприємства відповідно до багаторічної традиційної практики лиманно-пасовищного рибництва використовували для з'єднання лиманів із морем та екологічно та економічно найбільш ефективного вилову риби. У сучасних умовах, коли більшість водойм, де раніше здійснювався промисел атерини, входять до ПЗФ, створення нових каналів для забезпечення потреб рибної промисловості та покращення водообміну з морем значно ускладнене. Додатковою проблемою регулю-

вання рибальства є недосконалість чинних законодавчих норм, які вимагають встановлення окремих лімітів вилову водних біоресурсів як для кожної водойми, так і для її частини, у випадку, якщо вона знаходиться в межах об'єкта ПЗФ [6, 7]. Такий підхід, що передбачає розподіл запасів мігруючих видів між морем та лиманами і визначення кількох окремих лімітів вилову, є методологічно некоректним. Адже це не тільки створює додаткові бюрократичні складності в регулюванні рибного господарства, унеможливує лов на ділянках, де він проводився десятки років, а й перешкоджає подальшому розвитку рибної галузі на більшості ділянок узбережжя північно-західної частини Чорного моря.

Останніми десятиліттями внаслідок несприятливої екологічної ситуації в північно-західній частині Чорного моря спостерігається скорочення запасів традиційних об'єктів промислу, зокрема анчоуса *Engraulis encrasicolus* (Linnaeus, 1758) та шпрота *Sprattus sprattus* (Linnaeus, 1758). В цих умовах рибалки почали приділяти все більше уваги промислу нових об'єктів лову — безхребетних, які у 2018—2021 рр. стали складати основу вилову [1]. Водночас запас атерини у північно-західній частині Чорного моря через низку законодавчих норм залишається недостатньо освоєним. Промисловий запас цього виду можна суттєво збільшити за рахунок покращення водообміну між морем та лиманами, які є для атерини вкрай важливими для нагулу та нересту. Облаштування нових та підтримка існуючих обловно-запускних каналів, які є традиційним для регіону способом лову, дозволить найбільш раціонально обловлювати атерину та інші види риб на їхніх міграційних шляхах з лиману в море. Більш раціональне регулювання промислу водних біоресурсів може дозволити відновити вилов цього виду в традиційних районах промислу до тих рівнів, які спостерігались в минулому столітті.

Висновки

Аналіз статевієї структури популяції атерини піщаної в Чорному морі та Тилігульському лимані виявив переважання самок в популяції, частка яких становила 56 % в обох водоймах. Частка самців зменшувалась у старших вікових групах, що викликано їхньою більш високою природною смертністю.

Віковий склад атерини в Чорному морі в період 2017—2021 рр. включав риб з вікових груп від 0+ до 4+, з переважанням цьоголіток і дволіток, частка яких в середньому по роках становила 76 % від уловів. У Тилігульському лимані максимальний вік атерини не перевищував 3+ роки, при цьому більшість риб була представлена дволітками.

Темпи лінійного та масового росту атерини в Чорному морі виявилися вищими порівняно з Тилігульським лиманом, максимальні розміри риб становили 120 та 105 мм відповідно. Розрахунки за рівнянням Берта-ланфі показали, що самки в обох водоймах мали вищі темпи росту, ніж самці. Більш помітно це було для риб з Тилігульського лиману. Середнє значення коефіцієнтів природної смертності для різних вікових груп атерини в Чорному морі становило 0,99, а в Тилігульському лимані — 1,24.

Для створення більш сприятливих умов для існування атерини в ПЗЧМ та раціонального використання її запасу необхідно поліпшити регулювання водообміну між морем і лиманами, зокрема через створення нових обловно-запускних каналів. Це в комплексі з оптимізацією регуляції промислу сприятиме не тільки покращенню стану популяції даного виду в ПЗЧМ, а й дозволить підтримувати його річний вилов на стабільному рівні не менше ніж 700 т.

Список використаної літератури

1. Оцінка стану запасів водних біоресурсів на морському шельфі у північно-західній частині Чорного моря та внутрішніх рибогосподарських об'єктах (їх частинах) загальнодержавного значення північно-західного Причорномор'я для визначення можливих лімітів і прогнозів допустимого вилову водних біоресурсів і розробка оптимальних режимів їх рибогосподарської експлуатації: звіт про НДР ОдЦ ПівденНІРО. Одеса, 2021. 103 с. № ДР 0121U112538
2. Дмитриев Я. И. Использование лагун Черного моря в рыбохозяйственных целях. Кишинев : Штиинца, 1979. 176 с.
3. Замбриборщ Ф.С. Рыбы низовьев рек и приморских водоемов северо-западной части Черного моря и условия их существования : автореф. дис... докт. биол. наук. Одесса, 1965. 46 с.
4. Мовчан Ю.В. Вьюновые, сомовые, икталуровые, пресноводные угри, конгеровые, саргановые, тресковые, колюшковые, игловые, гамбузиевые, зеусовые, сфиреновые, кефалевые, атериновые, ошибеневые. Т. 8, вып. 3 Киев : Наук. думка, 1988. 399 с.
5. Никольский Г. В. Теория динамики стада рыб как биологическая основа рациональной эксплуатации и воспроизводства рыбных ресурсов. Москва : Наука, 1965. 383 с.
6. Про природно-заповідний фонд України. Закон України. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/2456-12#Text>
7. Про рибне господарство, промислове рибальство та охорону водних біоресурсів. Закон України. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/3677-17#Text>
8. Световидов А.Н. Рыбы Черного моря. Москва-Ленинград : Наука, 1964. 551 с.
9. Солис Монтиель Вильма Томасе. Атерина *Atherina boyeri pontica* Risso Северо-Западной части Черного моря : автореф. дис... канд. биол. наук. Москва. 1987. 24 с.
10. Состояние биологических ресурсов Черного и Азовского морей Справочное пособие / под ред. В.Н. Яковлева. Керчь : Изд-во ЮгНИРО, 1995. 64 с.
11. Старушенко Л.И., Бушуев С.Г. Причерноморские лиманы Одесщины и их рыбохозяйственное использование. Одесса : Астропринт, 2001. 152 с.
12. Ailloud L.E., Hoenig J.M. A general theory of age-length keys: combining the forward and inverse keys to estimate age composition from incomplete data. *ICES J. Marine Science*. 2019. Vol. 76, N 6. P. 1515—1523.
13. Andreu-Soler A., Oliva-Paterna F.J., Fernandez-Delgado C., Torralva M. Age and growth of the sand smelt, *Atherina boyeri* (Risso 1810), in the Mar Menor coastal lagoon (SE Iberian Peninsula). *J. Appl. Ichthyol.* 2003. Vol. 19, N 4. P. 202—208.
14. Bartulovic V., Lucic D., Conides A. et al. Food of sand smelt, *Atherina boyeri* (Risso, 1810) (Pisces: Atherinidae) in the estuary of the Mala Neretva River (middle-eastern Adriatic, Croatia). *Scientia Marina*. 2004. Vol. 68, N 4. P. 597—603.
15. Becer Z.A., Apaydin-Yapci M., Yağci A., Alp A. Diet of sand smelt, *Atherina boyeri* (Risso, 1810) during the reproductive period in Karacaören Dam Lake (Turkey). *Fresen. Environ. Bull.* 2018. Vol. 27, N 7. P. 5173—5178.
16. Benzer S. First data on big-scale sand smelt *Atherina boyeri* (Risso, 1810) (Pisces: Atherinidae) from Kılıçkaya Dam Lake, Turkey. *J. Fisheries*. 2024. Vol. 12, Iss. 2. A. 122202.

17. Bostanci D., Yedier S. Discrimination of invasive fish *Atherina boyeri* (Pisces: Atherinidae) populations by evaluating the performance of otolith morphometrics in several lentic habitats. *Fresen. Environ. Bull.* 2018. Vol. 27, N 6. P. 4493—4501.
18. Boudinar A.S., Chaoui L., Kara M.H. Age, growth and reproduction of the sand smelt *Atherina boyeri* (Risso, 1810) in Mellah Lagoon (Eastern Algeria). *J. Appl. Ichthyol.* 2016. Vol. 32, N 2. P. 302—309.
19. Gençoğlu L., Ekmekçi F.G. Growth and reproduction of a marine fish, *Atherina boyeri* (Risso 1810), in a freshwater ecosystem. *Turkish J. Zool.* 2016. Vol. 40. P. 534—542.
20. Gislason H., Daan N., Rice J.C., Pope J.G. Size, growth, temperature and the natural mortality of marine fish. *Fish and Fisheries*. 2010. Vol. 11. P. 149—158.
21. Kale S., Berber S., Acarli D. First record of *Atherina boyeri* (Risso, 1810) in Atikhisar Reservoir (Zanakkale, Turkey). *Menba Kastamonu Üniversitesi Su Ürünleri Fakültesi Dergisi*. 2022. Vol. 8, Iss. 1. P. 31—38.
22. Koutrakis E.T., Kamidis N.I., Leonardos I.D. Age, growth and mortality of a semi-isolated lagoon population of sand smelt, *Atherina boyeri* (Risso, 1810) (Pisces: Atherinidae) in an estuarine system of northern Greece. *J. Appl. Ichthyol.* 2004. Vol. 20, N 5. P. 382—388.
23. Leonardos I., Sinis A. Age, growth and mortality of *Atherina boyeri* (Risso, 1810) (Pisces: Atherinidae) in the Mesolongi and Etolikon lagoons (W. Greece). *Fisheries Research*. 2000. Vol. 45, N 1. P. 81—91.
24. Martiradonna A. Modelli di Dinamica Delle Popolazioni Ittiche: Stima dei Fattori di Incremento e Decremento Dello Stock. Tesi di Laurea Magistrale, Dipartimento di Matematica, Università di Bari. 2012.
25. Özeren S.C. Age, growth and reproductive biology of the sand smelt *Atherina boyeri* (Risso 1810) (Pisces: Atherinidae) in Lake Izmir, Turkey. *J. Fisher. Intern.* 2009. Vol. 4. P. 34—39.
26. Patimar R., Yousefi M., Hosieni S.M. Age, growth and reproduction of the sand smelt *Atherina boyeri* (Risso, 1810) in the Gomishan wetland — southeast Caspian Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 2009. Vol. 81, N 4. P. 457—462.
27. World Register of Marine Species (WoRMS) URL: <http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=272027>

Надійшла 02.12.2024

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

S.G. Bushuiev, PhD, Senior researcher,
Institute of Marine Biology of the NAS of Ukraine,
Pushkinska St., 37, Odesa, 65048, Ukraine
bsg1956@gmail.com
ORCID: 0000-0002-7649-6853

POPULATION STRUCTURE AND FISHERY PERSPECTIVES OF SAND SMELT
ATHERINA BOYERI (RISSE, 1810) IN UKRAINIAN WATERS OF THE
NORTHWESTERN PART OF THE BLACK SEA AND THE TILIGUL ESTUARY

Based on the material collected during 2017—2021 in the northwestern part of the Black Sea (NWBS) and in 2024 in the Tiligul estuary, data on the size-age, sex composition and natural mortality of the sand smelt *Atherina boyeri* (Risso, 1810) were obtained. It was found that yearlings and two-year-olds make up the bulk of the landings in the (NWBS). The maximum age of fish in the Black Sea was 4+ and in the Tiligul estuary 3+. Fish from the Black Sea were characterized by higher growth rates than those from the Tiligul estuary. It was found that the population of this species is dominated by females, the proportion of

which begins to increase from the age of two years. The decline of sand smelt landings observed in recent decades is mainly due to regulatory obstacles to fishing. Measures are proposed to improve the status of the stock and increase the catch of this species, in particular by optimizing fisheries regulation and improving water exchange between the sea and estuaries.

Key words: *sand smelt, dimensional-age structure of the population, aquatic bioresources, the northwestern part of the Black Sea, the Tiligul estuary.*

ЕКОЛОГІЧНА ФІЗІОЛОГІЯ І БІОХІМІЯ ВОДНИХ РОСЛИН

УДК [582.26:577.1] (620)

М.М. ІСМАЇЛ, доктор філософії, професор,
Національний інститут океанографії і рибництва,
Олександрія, Єгипет
e-mail: mona_es5@yahoo.com

М.Х. МОСТАФА, доктор філософії, професор,
Олександрійський університет, Олександрія, Єгипет
Арабська академія наук, технології і морського транспорту,
Олександрія, Єгипет

Г.М. ЕЛЬ ЗОКМ, дослідник,
Національний інститут океанографії і рибництва,
Олександрія, Єгипет

ФАРМАКОЛОГІЧНІ АСПЕКТИ І ХРОМАТОГРАФІЧНИЙ ПРОФІЛЬ ФЕНОЛЬНИХ СКЛАДОВИХ ТРЬОХ ВИДІВ МАКРОВОДОРОСТЕЙ ЄГИПТУ. ДОСЛІДЖЕННЯ ЗВ'ЯЗКУ СТРУКТУРИ І АКТИВНОСТІ

Метою роботи було порівняльне дослідження загального вмісту фенолів (ЗФ), танінів (Т) і флавоноїдів (Ф) в *Ulva compressa*, *Pterocladia capillacea* і *Colpomenia sinuosa*, екстрагованих трьома різними розчинниками. Проведено якісну і кількісну оцінку фенольних речовин у різних екстрактах водоростей.

Найбільший вміст ЗФ і Ф зареєстровано у етилацетатному екстракті *C. sinuosa* (відповідно 49,99 і 38,68 мг/г). В експерименті з екстрагуванням метанолом зареєстровано найбільший вміст дубильних речовин у всіх трьох видів водоростей, найвищий у *C. sinuosa* (19,36 мг/г). Натомість при екстрагуванні гексаном вміст фенольних речовин і біологічна активність були найнижчими. Аналіз екстрактів водоростей за допомогою високоефективної рідинної хроматографії (HPLC) дозволив встановити наявність 16 фенольних кислот і флавоноїдів, включаючи галову і коричну кислоти і катехін, у більшості екстрактів.

Дослідження дали змогу припустити, що етилацетатні і метанольні екстракти *C. sinuosa* і *P. capillacea* можуть слугувати важливим джерелом природних поліфенолів з антиоксидантними, протидіабетичними, протиартритними і протизапальними властивостями. Відмічено значну кореляцію між вмістом флавоноїдів і антиоксидантною і протидіабетичною активністю. Відношення структури і активності флавоноїдів, як антиоксидантів і протидіабетичних речовин, регулюється через переніс атома гідрогену та послідовної втрати протону/переносу електро-

Ц и т у в а н н я: Ісмаїл М.М., Мостафа М.Х., Ель Зокм Г.М. Фармакологічні аспекти і хроматографічний профіль фенольних складових трьох видів макроводоростей Єгипту. Дослідження зв'язку структури і активності. *Гідробіол. журн.* 2025. Т. 61, № 4. С. 39—63.

ну. Метанольні і етилацетатні екстракти водоростей мали антикоагулянтні властивості. Однак необхідні подальші токсикологічні і клінічні дослідження.

Ключові слова: макроводорості, біологічна активність, флавоноїди, феноли, таніни, затока Абу Кір, Середземне море, Єгипет.

Introduction

Macroalgae «seaweeds» have attracted attention in the search for bioactive substances to create novel medications and nutritious diets [17, 25, 26, 35]. Phenolics are among the most abundant and important bioactive molecules produced by seaweeds, especially brown seaweeds which play a significant role in algal growth and development. They are also created to protect against a range of abiotic and biotic stresses, such as UV radiation, high temperatures, salinity, pathogenic infections, and herbivory [30]. On the other side, stress such as high salinity, microbial attack, and ultraviolet rays induces an elevation in polyphenol production in seaweeds, leading to the development of more intricate forms [1, 26, 59]. Seaweeds contain phenol up to 20 % of their dry weight. Most of the secondary metabolites found in plants are classified into two groups: phenolic acids and polyphenols [35].

Seaweed phenolics contain a basic structure consisting of the hydroxy group connected to aromatic ring. They are classified based on the number of carbon atoms and benzene rings, as well as solubility [30]. Polyphenols comprise a broad set of about 8000 structurally different substances that can be grouped into various families, such as flavonoids, phenolic acids, stilbenes, lignans, and tannins. The number of hydroxyl groups, the position of the hydroxy group, and the number of phenyl rings in the structure all affect how bioactive phenolic compounds are [30, 74].

Polyphenols in seaweeds vary arrays of phytochemicals that have garnered significant interest owing to their therapeutic qualities and beneficial impacts on health [51]. These compounds are characterized by a wide spectrum of bioactivities such as antimicrobial, anticancer, anti-inflammatory, anti-Alzheimer, anti-aging, and beneficial antioxidant activities [27, 28, 67]. Numerous studies have shown that macroalgal polyphenols are more stable than those found in terrestrial plants, making them more effective at lowering oxidative stress [25, 26, 34]. They are consumed raw or processed worldwide due to their high mineral and antioxidant content, including polyphenols [14]. Phenols have significant commercial potential that could lead to a better future for humans, such as anti-inflammatory, anticoagulant, anti-arthritic, anti-cancer, anti-diabetic drugs, as well as functional foods [48, 75]. Moreover, seaweed-derived phenols have been found to reduce blood glucose levels [44]. In recent decades, seaweed phenolics have emerged as a desirable and sustainable source of antioxidants with a variety of biofunctional qualities. They may eventually replace current aquafeed additives [22].

Among the polyphenols present in seaweeds are flavanols, catechins, and phlorotannins which have incredibly wide range of possible biological functions [28, 29]. Flavonoids with their distinct structural features are naturally occurring secondary metabolites of phenolic compounds that possess a variety of

biofunctional qualities, including the ability to scavenge free radicals and act as antioxidants [67]. Additionally, phenolic acids, flavonoids, and tannins are the main dietary phenolic compounds [68]. Seaweeds contain both soluble and binding forms of tannins, which can make up to 14 % of their dry biomass [65]. The brown algae were found to be able to store polyphenolic chemicals up to 25—30 % of their dry weight [55]. The main phenolic compounds found in green and red algae are flavonoids, phenolic acids, and bromophenols [77]. Phenolic compounds are believed to have antioxidant properties because they can scavenge free radicals, donate electrons or hydrogen atoms, or bind metal cations. The ability of phenolic compounds to neutralize free radicals is attributed to their molecular structures, specifically the number and positions of hydroxyl groups and the types of substitutions on aromatic rings. This concept is known as the structure-activity relationship (SAR) [58]. Also, flavonoids are a significant group of polyphenols found in seaweeds. They have protective effects in biological systems by transferring hydrogen or electrons to free radicals, activating antioxidant enzymes, chelating metal catalysts, reducing α -tocopherol radicals, and inhibiting oxidases [69]. Future views and research approaches are given to encourage further investigation of seaweed phenolics, foster a better knowledge of their medicinal potential, and promote sustainable extraction and purifying procedures [62].

The goal of this study was to examine how three different solvents (ethyl acetate, hexane, and methanol) affected the extraction yields of the phenolic compounds. A detailed chromatographic analysis of algal extract was performed. The study sought to assess the antioxidant, antidiabetic, anti-arthritic, anti-inflammatory, and anticoagulant properties of the extracts *in vitro*. The findings of these investigations will help us better understand the possible health benefits of *U. compressa*, *P. capillacea*, and *C. sinuosa* from Abu Qir Bay in Egypt. The study keeps track of structure-activity correlations to support biological processes with possible uses in the pharmaceutical industry.

Material and Methods

Chemicals: Sigma-Aldrich (Darmstadt, Germany) supplied all of the chemicals and solvents utilized in the study.

Collection and identification of seaweeds. Three different species were freshly collected during autumn 2023 from Abu Qir beach (30°05'—30°22' E, 31°16'—31°21' N), Alexandria, Egypt (Fig. 1). They were washed with seawater to remove epiphytes and sand attached to the surface, then transported in the iced condition to the laboratory of Taxonomy and Biodiversity of Aquatic Biota at the National Institute of Oceanography and Fisheries, Alexandria, Egypt. The specimens were carefully rinsed with tap water and some of the fresh thallus was preserved in seawater containing 5 % solution of formaldehyde for taxonomic identification. The other clean thallus was shade dried at room temperature and powdered, then preserved at -20 °C for further analysis. The collected seaweed species were identified based on [5] and confirmed using the Algae Base website [21] as *Ulva compressa* Linnaeus from Chlorophyceae, *Pte-*

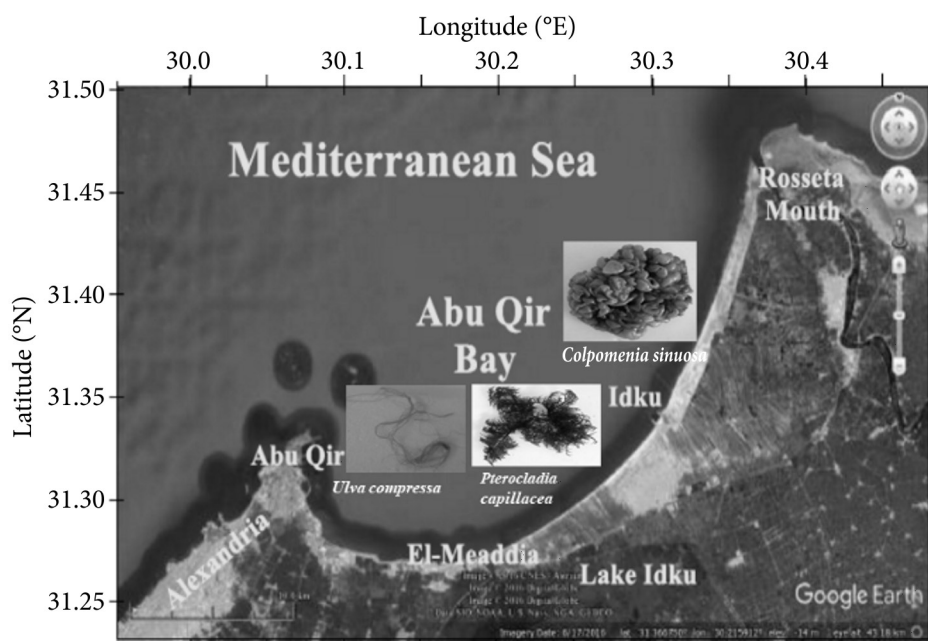


Fig. 1. Sampling locations and seaweed species

rocladia capillacea (S.G. Gmelin) Borne from Rhodophyceae and *Colpomenia sinuosa* (Mertens ex Roth 1806) Derbès & Solier from Phaeophyceae.

Preparation of algal extracts. Dry seaweed extracts were prepared using a Soxhlet apparatus. Approximately 10 g of finely powdered seaweed were placed in a thimble and extracted with approximately 100 mL of ethyl acetate, methanol, and hexane separately for about 48 hours. The resulting extracts were concentrated under lower pressure using a rotary vacuum evaporator (40–60 °C, 135–150 rpm, for 2 h) and then freeze-dried. The freeze-dried sample was weighed for yield calculations (mg/g dry weight) and stored at -20 °C until use. The crude extracts were utilized for qualitative and quantitative analysis of phenolic compounds and the selected bioactivities *in vitro*.

Qualitative analysis. Phytochemical analysis of the algal crude extracts was subjected to nine qualitative assays such as coumarins, flavonoids, phenols, quinones, saponins, tannins, terpenes, steroids, and cardiac glycosides. These tests were performed on the tested extracts following established protocols; basic responses in these studies enabled the identification of these substances [27, 57].

Test for phenol. A small amount of each extract was mixed with 1 mL of water, and 1 to 2 drops of FeCl_3 were added to a test tube. A blue, green, red, or purple color indicates a positive result.

Test for flavonoids. A small amount of each algal extract was mixed with one to five drops of concentrated HCl. The presence of flavonoids is indicated by the rapid development of a red color.

Test for tannins. 2 mL of 5 % FeCl_3 solution was added to a test tube containing 5 mL of each extract. The presence of a greenish-black precipitate suggests the presence of tannins.

Test for steroid. Each algal extract was mixed with 2 mL of chloroform, and then concentrated H_2SO_4 was added at the same time. The presence of steroids is indicated by the red coloration that develops in the lower chloroform layer.

Test for saponins. Dilute 1 mL of the tested extracts with distilled water to 20 mL and shake in a graduated cylinder for 15 minutes. The formation of a 1 cm layer of foam indicates the presence of saponins.

Test for terpenoids. 2 mL of chloroform and 0.5 mL of each algal extract were placed in a test tube. Then, 3 mL of concentrated H_2SO_4 was added, forming a distinct layer. Terpenoids are indicated by reddish-brown interface coloration.

Test for quinones. Concentrated sulfuric acid should be added to 1 mL of each algal extract. If red coloration appears, it indicates the presence of quinones.

Test for coumarins. 2 mL of crude algal extract were combined with 3 mL of 10 % sodium hydroxide (NaOH); the presence of coumarins is indicated by the yellow coloration of the mixture.

Test for cardiac glycosides. Glacial acetic acid was mixed with a few drops of 2 % FeCl_3 solution, and then 2 mL of the resulting solution were combined with the crude extract. Following this, the mixture was transferred to another vessel along with 2 mL of concentrated H_2SO_4 . The presence of cardiac glycosides in the samples is indicated by the formation of a brown ring forms at the interface.

Quantitative analysis. Total phenol content. The total phenolic content (TPC) of the algal extracts was determined using the Folin-Ciocalteu reagent. For each algal extract, 1.0 mL mixed with 5 mL of distilled H_2O and 0.5 mL of Folin-Ciocalteu reagent applied afterwards. After mixing and letting the mixture incubate for 30 minutes at room temperature, 1.0 mL of 1.8 M Na_2CO_3 was added and incubation in the dark for 2 hrs. The absorbance at 760 nm was measured and data were expressed as milligrams of gallic acid equivalent per gram extract dry weight (mg GAE/g).

Total tannins concentration. After combining 1 mL of the algal extract with 0.5 mL of Folin-Ciocalteu's reagent, as reported by [32], 1 mL of saturated Na_2CO_3 solution and 8 mL of distilled water were added. The reaction mixture was left to stand at room temperature for half an hour. The absorbance was measured at 725 nm using a UV-Visible Spectrophotometer after the supernatant was collected by centrifugation. A standard graph was created by plotting the absorbance of different tannic acid concentrations as increasing quantities of standard tannic acid were added. Tannic acid equivalent as milligrams per gram of the sample was used to express the tannin content (mg TAE/g) [50].

Total flavonoids content (TFC). Using the technique [76], which involve the formation of a complex flavonoid-aluminum with a peak absorbance at 430 nm, the TFC in various algal extracts was measured spectrophotometrically. A 2 % AlCl_3 in methanol solution was combined with a volume of the algal extracts. The absorbance of the resulting reaction mixture was then recorded at

430 nm after 10 minutes of incubation at room temperature. The calibration curve was created using catechin and the results were reported as mg of catechin equivalents per gram of dry extract (mg CE/g).

High-performance liquid chromatography (HPLC) analysis of phenolic compounds. The HPLC method was used for the quantification and identification of individual phenolics. An Agilent 1260 series HPLC was used to analyze the phenolic components in the examined algal extracts. A C18 Eclipse column (4.6×250 mm i.d., 5 µm) was utilized for the separation at 35 °C. At a flow rate of 1 mL per minute, the mobile phase was composed of 0.1 % trifluoroacetic acid in acetonitrile (B) and water (A). The following linear gradient was used to program the mobile phase: 12—14 min (80 % A), 14—16 min (80 % A), 0—5 min (80 % A), 5-8 min (40 % A), 8—12 min (50 % A), and 12—14 min (80 % A). The wavelength of the multi-wavelength detector was calibrated at 280 nm. An injection volume of 10 µL was used for each sample solution. The phenolic compounds in extracts were identified by comparing retention times and absorption spectra with standards, as well as by spiking samples. Results are expressed as µg of compound per mL of extract (µg/mL).

Pharmacological aspects in vitro. Anti-inflammatory activity. The basic of this test is to create an orange Fe^{3+} /xylenol combination, that reaches its maximum absorbance at 560 nm. 20 µL algal extracts (500 µg/mL) and 40 µL glycine max enzyme 15-lipoxygenase were incubated for five minutes at 25 °C. The mixture was then further incubated at 25 °C for 20 min in the dark after adding linoleic acid to a 50 mM Tris-HCl buffer (pH 7.4) at a final concentration of 140 µM. To stop the reaction, 100 µL of the FOX reagent (9:1 v/v methanol/water solution containing 30 mM sulfuric acid, 100 µM xylenol orange, and 100 µM iron (II) sulfate) was added. In the control wells, only the buffer and LOX solution were pipetted. The LOX enzyme was present in the blanks during the incubation time, and the FOX reagent was added followed by the addition of the substrate, linoleic acid [52]. To measure the inhibitory action of lipoxygenase, the percentage suppression of hydrogen peroxide generation was determined by calculating changes in absorbance values at 560 nm after 30 minutes at 25 °C. The inhibition % was determined using the following equation (Eq. 1);

$$\text{Anti-inflammatory activity} = \frac{((A_{\text{control}} - A_{\text{blank}}) - (A_{\text{sample}} - A_{\text{blank}}))}{(A_{\text{control}} - A_{\text{blank}})} \times 100 \quad (\text{Eq. 1})$$

where A_{control} represents the absorbance value of the control well, A_{blank} represents the absorbance value of the blank well, and A_{sample} represents the absorbance value of a sample well.

Anti-arthritic activity (anti-denaturation activity). The efficiency of protein denaturation in the examined extracts was assessed using the assay [63]. 0.05 mL of algal extracts (500 µg/mL) and 0.45 mL of 5 % w/v bovine serum albumin in an aqueous solution made up 0.5 mL of the reaction mixture. To adjust the pH to 6.3, 1 N HCl was used. The samples were incubated for 20 min at

37°C and then heated for 3 min at 57°C. After cooling the sample, 2.5 mL of phosphate buffer was added and then the turbidity generated was measured at 416 nm.

Equation (2) was used to calculate the inhibition percentage,

$$\text{Anti-arthritis activity} = \frac{(A_{\text{sample}} - A_{\text{blank}})}{(A_{\text{control}})} \times 100 \quad (\text{Eq. 2})$$

Antioxidant activity. Total antioxidant capacity (TAC) was determined using the techniques [54]. Specifically, 0.3 mL of each algal extract (500 µg/mL) was added to 3 mL of the working solution (28 mM sodium phosphate, 4 mM ammonium molybdate, 0.6 M sulfuric acid) in three replicates. After 90 minutes of incubation at 95 °C, the absorbance of the mixture was measured at 695 nm. The data obtained were expressed as milligrams of ascorbic acid equivalent per gram of extract dry weight (mg AAE/g).

Ferric reducing power (FRP) activity. Ferric chloride-potassium ferricyanide was used to assess the ability of different algal extracts to remove Fe³⁺ [47]. After adding 1 mL of algal extracts to 2.5 mL of sodium phosphate buffer (0.2 M, pH 6.6) and 2.5 ml of 1 % K₃[Fe(CN)₆], the mixture was incubated for 20 minutes at 50 °C. The 10 % C₂HCl₃O₂ was added in 2.5 mL increments. An absorbance measurement was recorded at 700 nm after combining a portion of the solution (2.5 mL) with 2.5 mL of distilled H₂O and 0.5 mL of 0.1 % FeCl₃. A calibration curve was plotted using ascorbic acid, and the results were expressed in mg of ascorbic acid equivalent per gram of extract dry weight (mg AAE/g).

DPPH radical scavenging capacity. Following the assay [38], the DPPH radical scavenging capacity of various algal extracts was evaluated. Approximately 3 mL of DPPH solution (0.1 mM) was mixed with 0.3 mL of each algal extract in triplicate. The absorbance of the samples was measured at 517 nm. Ascorbic acid was used as the standard free radical scavenger. The degree of inhibition was calculated using the following equation (Eq. 3):

$$\text{DPPH scavenging activity \%} = \frac{(A_{\text{control}} - A_{\text{sample}})}{(A_{\text{control}})} \times 100 \quad (\text{Eq. 3})$$

where the absorbance of the DPPH radical plus methanol is the control and the absorbance of the DPPH radical plus sample extract or standard is the sample.

Antidiabetic activity (α-amylase inhibition assay). Anti-diabetic ability using α-amylase inhibition was measured using the method [15]. Phosphate buffer (500 µL, 0.20 mM, pH 6.9) containing α-amylase (0.5 mg/mL) solution was mixed with test algal extracts (500 µL) and a reference drug (acarbose) (500 µg/mL). The mixture was then incubated for 10 minutes at 25 °C. Following the addition of a starch solution (500 µL, 1 % w/v in 0.02 M sodium phosphate buffer pH 6.9), the reaction mixtures were incubated for 10 minutes at

25°C. After heating in a boiling water bath for five minutes and cooling to room temperature, the reaction was quenched with 3 mL of dinitrosalicylic acid reagent (1.0 mL). Following a 10 mL dilution of the reaction mixture with distilled water, the absorbance was determined at 540 nm and the enzyme inhibition percentage by the crude extracts was determined using the following equation (Eq. 4)

$$\% \text{ inhibition} = \frac{\text{Enzyme activity of control} - \text{Enzyme activity of sample}}{\text{Enzyme activity of control}} \times 100 \quad (\text{Eq. 4})$$

The doses of the extract resulting in 50 % scavenging activity (IC₅₀) were calculated using GraphPad Prism 6 software.

Anticoagulant activity. All clotting assays were done using normal citrated human plasma from three individual healthy donors with no history of bleeding or thrombosis. The anticoagulant activity was assessed using three assays [78]: prothrombin time (PT), activated partial thromboplastin time (APTT), and thrombin time (TT). In the APTT assay, 90 µL of citrated normal human plasma and 10 µL of algal extracts were incubated at 37 °C for 60 seconds. Then, 100 µL of prewarmed APTT reagent were added and allowed to react at 37 °C for 2 min. After that, 100 µL of 0.25 mol/L pre-warmed calcium chloride was added and APTT was recorded as the clot formation time. To perform the PT clotting experiment, 90 µL of citrated normal human plasma was added to 10 µL of algal extracts (500 µg/mL) and incubated at 37 °C for 1 min. After that, 200 µL of pre-incubated PT test reagent (37 °C, 10 min), was added and the clotting time was recorded. Heparin was used as a positive control, while saline (0.9 % NaCl) was used as the negative control. For the TT assay: 90 µL of citrated normal human plasma was mixed with 10 µL of each sample (500 µg/mL) and incubated at 37 °C for 60 seconds. Following the addition of 200 µL of TT test reagent, the clotting time was then measured.

Statistical analysis. The means ± standard deviation of three replicates was employed to present the results. One-way analysis of variance (ANOVA) was utilized for statistical comparisons, with *p*-values less than 0.05 considered significant. IBM-SPSS Statistics version 22 was used to conduct a Pearson correlation analysis between the phenolic contents and the biological activities of all extracts under investigation.

Results and Discussion

Extraction yields. Yields of different extracts of the selected species were examined and presented in Table 1. With respect to other solvent extracts; the methanol extract (polar solvent) of every species exhibited the maximum yield followed by ethyl acetate then hexane. It is commonly known that the yield of chemical extraction is affected by the pH, extraction time, temperature, chemical composition of a sample, type and polarities of solvents [39]. In this connection, it was stated [61] that methanol produced the highest yield when extracting from *Gracilaria* species and is regarded as one of the best solvents. In addi-

Table 1
Yield and qualitative analysis of phytochemical components in the tested algal extracts

Species	Extracts	Yieldmg/ g DW	Steroids	Terpenes	Saponins	Quinones	Couma- rins	Tannins	Phenols	Flavono- ids	Cardiac glycosides
<i>Colpomenia sinuosa</i>	M	18.41	**	**	*	**	**	**	**	**	nd
	H	13.12	*	*	nd	nd	nd	*	*	*	nd
	EA	16.98	*	**	*	*	*	**	**	**	nd
<i>Ulva compressa</i>	M	16.24	**	**	*	*	**	**	**	**	nd
	H	14.2	*	nd	nd	nd	nd	*	*	*	nd
	EA	15.81	*	*	*	nd	nd	**	**	**	nd
<i>Pterocladia capillacea</i>	M	18.43	**	**	**	*	**	**	**	**	nd
	H	14.5	*	*	nd	nd	nd	*	*	*	nd
	EA	15.87	**	*	*	nd	*	**	**	**	nd

Note. M — methanol; H — hexane; EA — ethyl acetate; nd — not detected; ** — high; * — moderate based on the intensity of the color produced from the reactions.

tion, it was reported [73] that methanol was shown to be the most efficient extraction solvent, producing the highest extraction yield (16.24—18.43 %).

Qualitative analysis of preliminary phytochemical composition in the tested algal extracts. The nine crude extracts from three macroalgal species were screened for the presence of nine secondary biocompounds: steroids, saponins, terpenes, quinones, coumarines, tannins, cardiac glycosides, phenolics, and flavonoids as shown in Table 1. The pharmacological action of the plant is demonstrated by the presence of these metabolites [23]. Most of the extracts tested contained beneficial secondary chemicals, including phenols, terpenes, flavonoids, and tannins. However, terpenes, coumarins, quinones, and saponins were frequently detected in methanol and ethyl acetate extracts. Cardiac glycosides were not found in any of the extracts. In this context, it is stated [72] that ethyl acetate is the most effective solvent for extracting phenolic compounds from plants. Also, it is suggested [67] that methanol was more effective for extracting the bioactive phytochemicals than the other solvents. The presence or absence of phytoconstituents in seaweeds depends on the solvent medium used for extraction and the physiological properties of the seaweeds [67]. The solvent employed in the extraction process was the main factor influencing the existence of any phytoconstituents [53]. Additionally, the extraction of phenolic compounds from plants or fruits is significantly affected by the polarity of the solvent, which can suppress polyphenol oxidase activity [43].

Quantitative analysis of phenol, flavonoid and tannins. Polyphenols, including total phenolics, flavonoids, and tannin content, were detected in the selected extracts. In the present study, a significant difference in the phenolic compounds in the algal extracts was observed at $p < 0.05$ (Table 2). Ethyl acetate (a semipolar solvent) showed the highest extraction efficiency for TPC and TFC from all the tested species. However, low levels of both components were obtained in the hexane extracts, which is expected since most phenolic compounds are polar in nature; semipolar and polar organic solvents are commonly used for their extraction [56]. The lowest TPC in the hexane extract (non-polar) of *Turbinaria* spp. compared to all methanol and ethyl acetate extracts was also reported [9]. It was detected [2] that most phenolic compounds from different algal species are more extracted in ethyl acetate solvent than methanol and hexane solvents. All of the tested *Colpomenia sinuosa* extracts exhibited a higher concentration of phenolic compounds than the other two species. Numerous studies demonstrated the highest phenolic content in brown seaweeds [28, 55].

Methanol (a polar solvent) was found to be the most effective solvent for tannins, with values ranging from 9.09 mg/g to 19.36 mg/g for *P. capillacea* and *C. sinuosa*, respectively. This could be attributed to the higher solubility of tannins in methanol compared to the other solvents tested. Within the ethyl acetate extracts, tannin content ranges between 9.09 and 14.63 mg TAE/g in *Ulva compressa* and *P. capillacea*, respectively (Table 2). The lowest value was observed in the *P. capillacea* hexane extract (7.27 mg TAE/g) ($p < 0.05$). The variance in extraction efficiency could be linked to the algae species, the extraction solvent used, and environmental stressors.

Table 2

One-Way ANOVA regarding phenolic compounds content in the tested algal extracts

Species	Solvent	Phenolic compounds (mg/g)		
		flavonoids	phenols	tannins
<i>Colpomenia sinuosa</i>	M	32.52a	33.027b	19.36a
	H	15.31d	34.603b	9.09c
	EA	38.68b	49.997a	12.15b
<i>Ulva compressa</i>	M	28.57b	23.18c	17.04a
	H	19.97c	20.91c	10.91c
	EA	32.58a	25.45c	14.63b
<i>Pterocladia capillacea</i>	M	24.41c	23.18c	18.09a
	H	12.67d	20.91c	7.27c
	EA	37.01a	36.81b	9.09c

Note. M — methanol; H — hexane; EA — ethyl acetate; letters are significantly different at $p < 0.05$. Average values marked with the same letter are non-significantly different.

HPLC profile based on polyphenolic compounds. HPLC is an appropriate procedure to detect polyphenols, which can be used to assay the potential phenolic constituents. In this study, we report here the rapid determination of 16 polyphenols in crude extracts derived from three macroalgal species (Fig. 2, Table 3), to compare the ability of each solvent to dissolve a selected group of polyphenols. The 16 phenolics, namely gallic acid (RT: 3.297 min), chlorogenic acid (RT 3.936 min), catechin (RT 4.358 min), methyl gallate (RT 5.554 min), caffeic acid (RT 5.883 min), syringic acid (RT 6.386 min), pyro catechol (RT 7.088 min), rutin (RT 7.343 min), ellagic acid (RT 7.978 min), coumaric acid (RT 9.004 min), vanillin (RT 9.835 min), ferulic acid (RT 10.044 min), naringenin (RT 10.223 min), taxifolin (RT 12.440 min), cinnamic acid (RT 14.298 min) and kaempferol (RT 14.716 min) were detected. While the compounds were well resolved, not all of them were presented in the algal extracts, which may depend on the solvents used and the algal species (Table 3). The presence of polyphenols in the samples was verified by comparing the retention periods and overlaying UV spectra of the extracts with those of reference substances. In total, sixteen polyphenols were targeted for quantification by HPLC, including twelve phenolic acids (gallic acid, chlorogenic acid, catechin, caftaric acid, chlorogenic acid, caffeic acid, syringic acid, rutin, ellagic acid, vanillin, ferulic acid, naringenin, cinnamic acid, and coumaric acid) and four flavonoids (kaempferol, methyl gallate, pyro catechol, and taxifolin). The variance of individual phenolic compounds is influenced by the extraction solvents utilized in this study. This can be clarified by identifying flavonoids (pyro catechol and methyl gallate) in the ethyl acetate extract of *C. sinuosa* only, rutin in the hexane extract of both *C. sinuosa* and *P. capillacea* only, and ferulic acid in the ethyl acetate extract of *P. capillacea* only. Gallic acid was the predominant

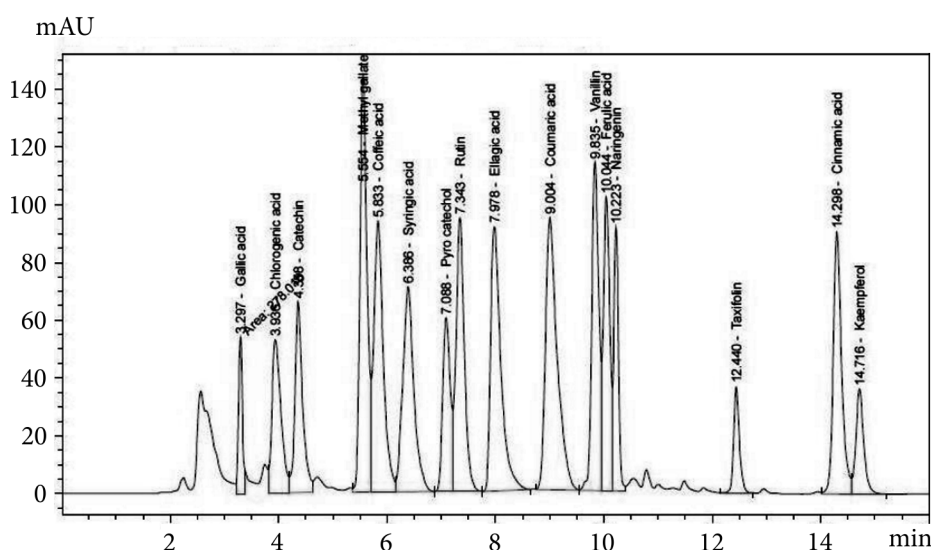


Fig. 2. HPLC chromatograms of polyphenol compounds types, retention times and concentrations in standard polyphenols

polyphenol. The HPLC results showed that the ethyl acetate extract from *C. sinuosa* had the highest extraction capacity for polyphenolic content, especially taxifolin (7.53 $\mu\text{g/mL}$), gallic acid (7.22 $\mu\text{g/mL}$), coumaric acid (6.35 $\mu\text{g/mL}$), and syringic acid (5.95 $\mu\text{g/mL}$) compared to other algal extracts. In addition, the highest values of flavonoids, such as taxifolin and kaempferol were detected in the ethyl acetate and methanol extracts of both *C. sinuosa* and *P. capillacea* in the range of 0.63—7.53 $\mu\text{g/mL}$ and 0.45—2.03 $\mu\text{g/mL}$, respectively. This study showed that most of the tested algal extracts could be considered as an important source of natural agents for use in the pharmaceutical and food industries.

Pharmacological aspects. Anti-inflammatory activity. Seaweeds have an anti-inflammatory impact associated with their bioactive contents, like tannins, phenols, and flavonoids, highlighting their potential for novel therapeutic applications. Polyphenols impact numerous inflammatory cellular pathways, including the Nuclear factor kappa B (NF- κ B) cellular pathway, which controls gut microbiota makeup and immunological responses. Polyphenol compounds exhibited anti-inflammatory properties by suppressing AP-1 transcription and NF- κ B [10]. Additionally, polyphenols can reduce inflammation by regulating inflammatory cell activity, modifying the actions of enzymes action involved in arachidonic acid metabolism (phospholipase A2, cyclooxygenase (COX), lipoxygenase (LOX), arginine metabolism (NOS)), and modulating the release of other molecules that facilitate inflammation [36].

Figure 3 depicts that, depending on the algal species and their bioactive content in different extracts, all selected seaweed extracts exhibited varying inhibitory efficacy on lipoxygenase, as previously documented in [73]. They stated that extraction solvents affect extraction yield and the bioactive compound

Table 3

Concentration of polyphenolic compounds ($\mu\text{g/ml}$) in the tested algal extracts using HPLC chromatograms

Polyphenolic compounds	<i>Colpomenia sinuosa</i>			<i>Ulva compressa</i>			<i>Pterocladia capillacea</i>		
	M	H	EA	M	H	EA	M	H	EA
Gallic acid	1.20	0.09	7.22	0.56	0.00	2.02	1.60	0.00	5.54
Chlorogenic acid	0.21	0.00	4.91	0.45	0.30	0.87	0.77	0.00	1.21
Catechin	3.21	1.03	4.21	0.00	0.90	0.00	0.00	0.00	0.00
Methyl gallate	0.00	0.00	0.29	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Caffeic acid	0.84	0.16	1.37	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01
Syringic acid	0.10	0.12	5.95	0.00	0.00	2.15	0.05	0.00	3.56
Pyro catechol	0.00	0.00	1.43	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Rutin	0.00	0.15	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	4.56	0.00
Ellagic acid	0.82	0.09	1.07	0.00	0.00	0.00	0.12	0.00	0.87
Coumaric acid	4.00	0.04	6.35	0.00	0.28	0.31	0.00	0.00	0.08
Vanillin	0.24	0.17	0.37	0.00	0.00	0.29	0.15	0.00	3.21
Ferulic acid	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.32
Naringenin	0.75	0.00	2.77	0.41	0.00	0.00	0.21	0.00	1.12
Taxifolin	2.98	0.00	7.53	0.00	0.00	0.63	3.17	0.00	4.21
Cinnamic acid	8.07	14.64	11.30	0.19	0.00	0.25	3.54	0.33	6.54
Kaempferol	1.55	0.00	2.03	0.00	0.64	0.00	0.45	0.00	0.55

Note. M — methanol; H — hexane; EA — ethyl acetate.

content, significantly impacting the biological activity of extracts. Methanol extracts exhibited the maximum inhibition of lipoxygenase as detected by [13]; the methanolic extract of *Matricaria chamomilla* demonstrated effective suppression of lipoxygenase. Additionally, the crude methanolic extracts of both *Coriaria intermedia* stem and *Dracontomelon dao* bark exhibited high levels of activity against α -15-lipoxygenase compared to hexane and ethyl acetate extracts. The anti-lipoxygenase activity of *C. sinuosa* methanolic extract was the highest at 65.24 %, compared to 55.17 % for quercetin. In comparison with [66] (35.02-42.5 %), the inhibition range for nine extracts from three distinct species in our investigation is significantly higher (41.98—65.24 %).

Anti-arthritic activity. Denaturation of proteins and the synthesis of auto-antigens are the main causes of inflammation and rheumatoid arthritis [4]. The pathophysiological elements of rheumatoid arthritis can be influenced by polyphenolic substances, which can delay the development and alleviate symptoms [11]. The highest anti-denaturation activity was obtained for the methanol extracts of *C. sinuosa* (73.87 %), followed by *P. capillacea* at 68.13 % and the

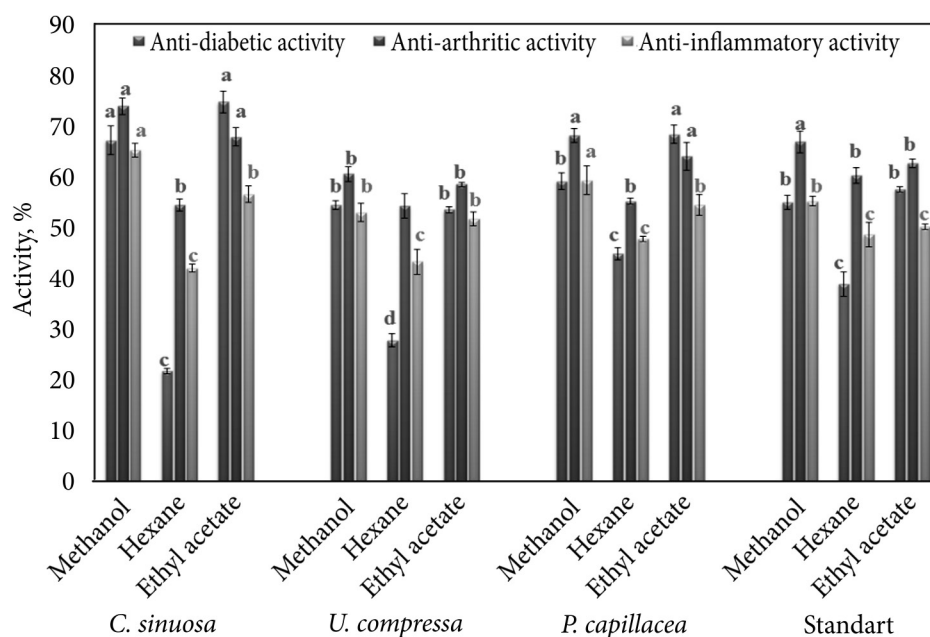


Fig. 3. Bioactivities of the tested algal extracts applying three solvents

ethyl acetate extract of *C. sinuosa* at 67.82 % compared to diclofenac sodium «standard drug» at 66.85 % (Fig. 3). These extracts demonstrated their capacity to regulate the synthesis of autoantigens, inhibiting the denaturation of proteins. Our results were compatible with those reported in [66], which reported a range of anti-arthritis activity for different algal solvents (62.5 to 75 %) and were higher than those reported in [70], with the maximum anti-arthritis activity of 49.33 ± 0.60 %. The anti-arthritis properties of these extracts may be attributed to their concentration of flavonoids, which have the ability to regulate the transcription factor NF- κ B in the production of TNF- α . This regulating pathway helps prevent the release of the proinflammatory cytokine TNF- α . Additionally, inhibiting lipoxygenase and the COX pathway limits leukocyte accumulation and reduces the production of proinflammatory cytokines. Flavonoids preferentially inhibit the formation of the proximal signal complex IL1R, with the exception of TNFR-1. They also inhibit TACE, thereby preventing the synthesis of TNF- α , a proinflammatory cytokine, by binding to proteins with negative bond energy. This reduction in TNF- α and IL-6 expression can help decrease inflammation in rheumatoid arthritis [20].

Antidiabetic activity. Figure 3 shows the inhibitory activity of the tested extracts against α -amylase *in vitro*. The highest antidiabetic ability was recorded for the ethyl acetate extract of both *C. sinuosa* (74.73 %; IC₅₀ 6.69 mg/mL) and *P. capillacea* (68.36 %; IC₅₀ 7.31 mg/mL), followed by the methanolic extracts of the same species. The antidiabetic action of the macroalgal extracts may be attributed to the presence of various bio-compounds, such as polyphenols.

These compounds bind to the active sites of the enzymes involved in diabetes, modifying their catalytic activity. The antidiabetic effect of these extracts was attributed to their unique content of taxifolin and kaempferol, as shown in Table 3. Both compounds displayed antidiabetic, hepatoprotective, neuroprotective, and regenerative actions in cells [71]. Taxifolin has been shown to be effective as an antidiabetic drug, demonstrating a reduction in glycated hemoglobin levels [33]. Kaempferol functions similarly to insulin secretagogues by stimulating the release of insulin. It also decreases blood glucose levels and increases plasma insulin levels in rats with diabetes caused by streptozotocin [3]. Moreover, it has been suggested that polyphenols from edible seaweeds may impact reactions related to diabetes by inhibiting enzymes at μM concentrations that break down starch and by modifying the oxidative stress induced by glucose [46]. The results presented in Table 6 demonstrate a significant correlation between flavonoids, antioxidant activity and antidiabetic activity at $p < 0.05$. This could be because flavonoids are highly dynamic natural phenolic molecules with a wide range of chemical and biological activities [60]. This result aligns with previous research [16, 27]. Plus, the main defense against the consequences of diabetes is provided by flavonoids. Their ability to act as antioxidants is essential for maintaining endothelial function in individuals with diabetes [8]. The inhibitory effects of nine extracts in our study were lower than those reported in [27], which observed exceptionally high values of 93.68 %, 84.96 %, and 77.99 %.

Antioxidant potency. The present investigation employed three distinct assays, namely TAC, FRAP and DPPH assays, to evaluate the antioxidant properties of seaweed extracts. These three techniques demonstrated various antioxidant activity pathways. It has recently been discovered that seaweeds are an interesting source of naturally occurring bioactive chemicals that may have antioxidant properties [25, 26, 28, 67]. According to reports, phenolic compounds possess antioxidant properties depending on their ability to scavenge free radicals, which mitigates the harmful effects of advanced glycation end products (AGEs). AGEs are the toxic consequences of hyperglycemia in diabetes and cause damage to a variety of tissues and organs in patients [19]. As illustrated in Table 6, there is a significant correlation between TFC content and DPPH (0.842), FRAP (0.759). Flavonoids react with the radical's reactive component to stabilize the reactive oxygen species [45]. Ferric-reducing antioxidant power (FRAP) plays an important role in flavonoid structure to resist the effect of energetic oxidants like free radicals. Flavonoids can reduce Fe^{3+} to Fe^{2+} at pH 5.5, which can be explained by their ability to donate protons and electrons as illustrated in Figure 4 [6]. The structural characteristics play a significant role in assessing flavonoids' capacity as antioxidants [24].

The primary mechanisms involved in the initial stage of flavonoid and phenolic compounds oxidation are single electron transfer-proton transfer (SET-PT) (Eq. 5), sequential proton loss electron transfer (SPLET) (Eq. 6), and hydrogen atom transfer (HAT) (Eq. 7) [42].

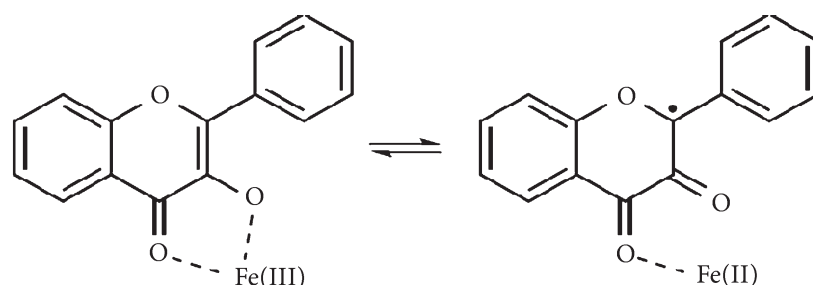
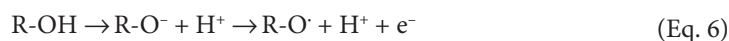


Fig. 4. Proposed route for generating the ferrous complex from the Fe(III) flavonoid complex [6]



The O-H bond dissociation enthalpy (BDE) controls this process. The most significant aspect of BDE is its contribution to antioxidant activity; the lower the BDE, the easier it is to break O-H bonds. The phenolic hydroxyl group with the lowest BDE determines the compound's free radical scavenging capability when it has several phenolic hydroxyl groups [42].

The second pathway involves the transfer of electrons from the antioxidant to the free radical, resulting in the formation of a radical cation. The ionization potential (IP) and the reactivity of the ROH^+ cation control this reaction. A high IP reduces electron transfer rate, while a low IP facilitates electron abstraction. An extract's or compound's diminished power is associated with its capacity to transfer electrons or to donate hydrogen atoms, thereby disrupting the free radical chain [61].

Significant variations in antioxidant activity are demonstrated based on the type of algal species, extraction method, and solvent employed as shown in Table 4. The variations in the antioxidant activities among the different algal extracts suggest that the choice of extracting could impact the scavenging ability of these extracts. This could be due to differences in the physiochemical properties of the soluble phenolic compounds in each solvent extract, as noted in [12]. Overall, *P. capillacea*, *U. compressa*, and *C. sinuosa* extracts using ethyl acetate demonstrated the highest DPPH scavenging abilities at 63.23 %, 65.33 %, and 69.89 %, respectively. These results for brown algae are consistent with those obtained previously [27]. The highest TAC was observed in ethyl acetate extracts of *C. sinuosa* (3.49 mg AAE/g extract), and *U. compressa* (3.44 mg AAE/g extract), while the lowest activity was detected in the hexane extract of *U. compressa* (0.469). According to [18], the maximum TAC for the green alga *Enteromorpha prolifera* is 1.837 mg AAE/g.

Ferric-reducing power is a crucial indicator of the antioxidant potential of a compound [25, 26]. The methanol (38.69 mg AAE/g) and ethyl acetate

Table 4

Antioxidant activity of the tested algal extracts using three techniques

Species	Solvent	DPPH %	TAC (mg AAE/g DW)	FRAP (mg AAE/g DW)
<i>Colpomenia sinuosa</i>	M	65.208a	3.069a	38.69a
	H	8.944c	1.84a	4.91c
	EA	69.888a	3.491a	38.4a
<i>Ulva compressa</i>	M	55.848b	2.469a	30.69b
	H	8.736c	0.577b	4.8c
	EA	65.325a	3.44a	34.4a
<i>Pterocladia capillacea</i>	M	52.104b	3.025a	35.77a
	H	8.528c	1.396b	4.69c
	EA	63.232 a	3.12a	31.46b
<i>Ascorbic acid</i>	M	55.52b	3.14a	31.2b
	H	4.25c	0.83b	2.1c
	EA	65.12 a	3.16a	30.25b

Note. M — methanol; H — hexane; EA — ethyl acetate; letters are significantly different at $p < 0.05$. Average values marked with the same letter are non-significantly different.

(38.4 mg AAE/g) extracts of *C. sinuosa* followed by the methanolic extract of *P. capillacea* (35.77 mg AAE/g), exhibited the maximum FRAP activity (Table 4). These findings are consistent with the data obtained by [25, 26] showing that the reducing power activity of different seaweed methanolic extracts ranged from 3.06 mg AAE/g for *U. lactuca* to 31.10 mg AAE/g DW for *Sargassum wightii*. This wide variation in reducing power activity is influenced by the polarity of the extraction solvent and the total phenolic content. Plus, the higher polyphenol content also tends to have higher antioxidant activity [7], as demonstrated by correlation analysis (Table 6). The tested extracts showed a significant correlation between total flavonoids content and DPPH (0.842) and FRAP (0.759) (Table 6).

Anticoagulant activity. Heparin is a commercial anticoagulant that has been known and used for over 50 years. It is frequently used to prevent venous thromboembolic diseases. However, heparin has been documented to have a number of side effects, including the emergence of avian influenza, bovine spongiform encephalopathy, thrombocytopenia, hemorrhagic impact, and the inability to inhibit thrombin bound to fibrin [41]. Consequently, the search for novel anticoagulants to replace heparin is becoming more intense. Previous research [49] has demonstrated the anticoagulant properties of methanolic extracts of the red alga *Acanthaphora spicifera*, whether they are naturally occurring or chemically engineered.

Prothrombin time (PT), thrombin time (TT) and activated partial thromboplastin time (APTT) analysis are frequently used tests to evaluate blood coagulation. APTT quantifies the impact of substances on intrinsic and common coagulation pathways. Based on the standard range of APTT (28–38 s), which can vary depending on the reagents used, a ratio (APTT measured/APTT control) greater than 1.2 results in a significant anticoagulant effect. Therefore, methanol and ethyl acetate extracts are suitable solvents for extracting anticoagulant compounds from both *P. capillacea* and *C. sinuosa*, affecting the intrinsic system of the coagulation cascade. Conversely, all hexane extracts show no anticoagulant ability (Table 5).

The PT and TT tests showed the same APTT pattern (Table 5), indicating that these extracts act as reactive anticoagulant agents [31]. In this connection, it has been reported [40] that the APTT and PT effects of the brown alga *Sargassum cristaefolium* extract are due to its phenolic contents especially flavonoid. The findings of our study demonstrated that the solvent types and algal species had an anticoagulant effect, resulting in an extension of both PT and APTT. According to [36], prolonged PT indicates inhibition of the extrinsic pathway of coagulation, while a prolonged APTT indicates inhibition of the intrinsic and/or common pathway.

Conclusion

There is a growing emphasis on using bioactive chemicals from natural sources as functional foods to enhance human health and well-being. Results

Table 5

Anticoagulant efficiency of the tested algal extracts

Species	Solvents	APTT (s)	%	PT(s)	TT
<i>Colpomenia sinuosa</i>	M	50	1.471	23	33
	H	32	0.941	17	24
	EA	44	1.294	19	27
<i>Ulva compressa</i>	M	39	1.147	16	23
	H	nd	nd	nd	nd
	EA	33	0.971	14	20
<i>Pterocladia capillacea</i>	M	44	1.294	19	27
	H	nd	nd	nd	nd
	EA	36	1.059	16	23
Standard (heparin)	M	45	1.324	18	24
	H	30	0.882	nd	nd
	EA	34	1.000	13	19

Note. M — methanol; H — hexane; EA — ethyl acetate; nd — not detected; APTT — activated partial thromboplastin time; PT — prothrombin time; TT — thrombin time. Ratio was calculated by the formula: Ratio = APTT measured / APTT control «34 second».

Table 6

Correlation matrix of estimated parameters

Estimated parameters	DPPH %	FRAP	TAC	Flavonoids	Phenols	Tannins	Anti-art-hritic	Anti-inf-lammatory	Anti-dia-betic	APTT (s)	PT(s)	TT
DPPH %	1											
FRP	0.981	1										
TAC	-0.255	-0.236	1									
Flavonoid	0.842	0.759	-0.123	1								
Phenol	0.456	0.399	-0.211	0.391	1							
Tannins	0.565	0.562	-0.161	0.298	0.058	1						
Anti-art-hritic	0.774	0.844	-0.156	0.414	0.455	0.478	1					
Anti-inflammatory	0.812	0.878	-0.207	0.438	0.285	0.536	0.965	1				
Anti-diabetic	0.893	0.887	-0.443	0.688	0.487	0.353	0.830	0.867	1			
APTT (s)	0.496	0.662	-0.324	-0.095	0.164	0.456	0.949	0.902	0.645	1		
PT (s)	0.132	0.301	-0.038	-0.432	0.276	0.325	0.824	0.696	0.334	0.892	1	
TT	0.158	0.323	-0.046	-0.407	0.266	0.350	0.837	0.716	0.356	0.901	0.999	1

Note. $p < 0.05$, confidence limit 95%

show that selected seaweeds are an excellent source of phenolic contents with various biological activities. The findings indicate that seaweeds, particularly brown, followed by red and then green species, have antioxidant and antidiabetic properties. This makes them a good source of natural antioxidants. Hence, they may be employed as functional food and nutraceutical ingredients in the food industry due to their high flavonoid content. The extraction solvent significantly influenced the overall polyphenol content and their bioactivities. Methanol and ethyl acetate have high priorities as extracting solvents for phenolic compounds with various biological activities. Furthermore, HPLC investigation indicates the existence of several phenolic compounds that could account for the bioactivity in this species. Therefore, it is advised to conduct additional research to identify and refine the phenolic compositions accountable for the various actions and detect their cytotoxicity.

Literature Cited

1. Aina, O. 2022. Phenolic compounds in growth promotion and stress alleviation in plants. *Life* **12**: 1548. <https://doi.org/10.3390/life12101548>
2. Akbar, A., N.H. Soekamto, Firdaus & Bahrin. 2021. Antioxidant of n-hexane, ethyl acetate and methanol extracts of *Padina* sp. with DPPH method. *A IOP Conf. Series: Earth and Environ. Sci.* **800**: 012019
3. Al-Numair, K.S., G. Chandramohan, C. Veeramani, & M.A. Alsaif. 2015. Ameliorative effect of kaempferol, a flavonoid, on oxidative stress in streptozotocin-induced diabetic rats. *Redox Rep.* **20**(5): 198—209. doi:10.1179/135 1000214Y.0000000117
4. Alamanos, Y., P.V. Voulgari, & A.A. Drosos. 2006. Incidence and prevalence of rheumatoid arthritis, based on the 1987 American College of Rheumatology criteria: A systematic review. *Seminars in Arthritis and Rheumatism* **36**(3): 182—188. <https://doi.org/10.1016/j.semarthrit.2006.08.006>.
5. Aleem, A.A. 1993. *The marine algae of Alexandria, Egypt*. Faculty of Science, University of Alexandria, Egypt. Oxford, Blackwell Publ.
6. Amić, D., D. Bešlo, V. Rastija, et al. 200. 7SAR and QSAR of the Antioxidant Activity of Flavonoids. *Curr. Med. Chemistry* **14**: 827—845.
7. Bambang, B.S., S. Kumalaningsih, W. Susanggih, & Hardoko. 2013. Polyphenol Content and Antioxidant Activities of Crude Extract from Brown Algae by Various Solvents. *J. Life Sci. Biomedicine* **3**(6): 439—443.
8. Bouyahya, A., Y. Bakri, E. Khay, et al. 2024. Antibacterial, antioxidant and antitumor properties of Moroccan medicinal plants: A review. *Asian Pacif. J. Trop. Dis.* **7**(1): 57—64.
9. Chakraborty, K., K. Praveen, K. Kizekadath, et al. 2013. Evaluation of phenolic contents and antioxidant activities of brown seaweeds belonging to *Turbinaria* spp. (Phaeophyta, Sargassaceae) collected from Gulf of Mannar. *Asian Pacif. J. Trop. Biomed.* **3**(1): 8—16
10. Chao, P.Y., Y.P. Huang, & W.B. Hsieh. 2013. Inhibitive effect of purple sweet potato leaf extract and its components on cell adhesion and inflammatory response in human aortic endothelial cells. *Cell Adhesion & Migration* **7**(2): 237—245. <https://doi.org/10.4161/cam.23649>
11. Christman, L.M., & L. Gu. 2020. Efficacy and mechanisms of dietary polyphenols in mitigating rheumatoid arthritis. *J. Function. Foods* **71**: 104003, <https://doi.org/10.1016/j.jff.2020.104003>
12. Chun, S.S., D.A. Vatter, Y.T. Lin, & K. Shetty. 2005. Phenolic antioxidants from clonal oregano (*Origanum vulgare*) with antimicrobial activity against *Helicobacter pylori*. *Proc. Biochemistry* **40**(2): 809—816.

13. Danciu, C., I. Zupko, A. Bor, et al. 2018. Botanical Therapeutics: Phytochemical Screening and Biological Assessment of Chamomile, Parsley and Celery Extracts against A375 Human Melanoma and Dendritic Cells. *Int. J. Molecular Sci.* **19**: 3624.
14. Datta, S., S. Bhattacharjee, & T. Seal. 2022. Anti-diabetic, anti-inflammatory and anti-oxidant properties of four underutilized ethnomedicinal plants of West Bengal, India: An in vitro approach. *South Afr. J. Botany* **149**: 768—780. <https://doi.org/10.1016/j.sajb.2022.06.029>
15. Dong, H.Q., M. Li, F. Zhu, et al. 2012. Inhibitory potential of trilobatin from *Lithocarpus polystachyus* Rehd against α -glucosidase and α -amylase linked to type 2 diabetes. *Food Chemistry* **130**(2): 261—266. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2011.07.030>
16. Dou, B., Y. Zhu, M. Sun, et al. 2024. Mechanisms of flavonoids and their derivatives in endothelial dysfunction induced by oxidative stress in diabetes. *Molecules* **29**: 3265. <https://doi.org/10.3390/molecules29143265>
17. El-Said, Gh. F, G.M. El Zokm, A. El-Sikaily, & M.M. Ismail. 2024. Comparison of crude nano-hydroxyapatite extracted from calcified seaweed in terms of composition, antibacterial activity, and cytotoxicity. *Environ. Nanotechnol., Monit. Manag.* **21**: 100908. <https://doi.org/10.1016/j.enmm.2023.100908>.
18. El Zokm, G.M., M.M. Ismail, & G.F. El-Said. 2021. Halogen content relative to the chemical and biochemical composition of fifteen marine macro and micro algae: nutritional value, energy supply, antioxidant potency, and health risk assessment. *Environ. Sci. Pollution Res. Int.* **28**: 14893—14908. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-11596-0>
19. Farias de Paulo D., F.F. de Araújo, I.A.N. Numa, & G.M. Pastore. 2021. Antidiabetic potential of dietary polyphenols: a mechanistic review. *Food Res. Int.* **145**: 110383
20. Gazali, M., A.N. Fatimah, A. Husni, et al. 2024. Antioxidant and anti-arthritic activities of green seaweed *Halimeda tuna* methanolic extract. *Squalen Bull. Marine and Fisheries Postharvest & Biotechnology* **19**(1): 45—54.
21. Guiry M.D., Guiry G.M. 2023. *AlgaeBase. World-Wide Electronic Publication*. Retrieved August 22, 2021, <https://www.google.com/search?q=Guiry+and+Guiry+2021&oq=Guiry+and+Guiry+2021&aqs=chrome.69i57.503j0j4&sourceid=chrome&ie=UTF-8>
22. Gunathilake, T., T.O. Akanbi, H.A.R. Suleria, et al. 2022. Seaweed phenolics as natural antioxidants, aquafeed additives, veterinary treatments and cross-linkers for microencapsulation. *Mar. Drugs* **20**: 445. <https://doi.org/10.3390/md20070445>
23. Hamid, A.A., M.A. Aliyu, L.Z. Abubakar, et al. 2017. *Thaumatococcus daniellii* leaves: its chemical compositions, antioxidant and antimicrobial activities. *Ife J. Sci.* **19**(2): 409. doi: 10.4314/ijis.v19i2.21
24. Hassanpour, S.H., & A. Doroudi. 2023. Review of the antioxidant potential of flavonoids as a subgroup of polyphenols and partial substitute for synthetic antioxidants. *Avicenna J. Phytomedicine* **13**(4): 354—376. <https://doi.org/10.22038/AJP.2023.21774>.
25. Ismail, M.M., G.M. El Zokm, & A.A.M. El-Sayed. 2017. Variation in biochemical constituents and master elements in common seaweeds from Alexandria coast, Egypt with special reference to their antioxidant activity and potential food uses: prospective equations. *Env. Monit. Assessment* **189**(12): 648.
26. Ismail, G.A., & M.M. Ismail. 2017. Variation in oxidative stress indices of two green seaweeds growing under different heavy metal stresses. *Env. Monit. Assessment* **189**(2): 68.
27. Ismail, M.M., M.H. Mostafa, & A.M. El Sikaily. 2022. Phytochemical variation, antioxidant and antidiabetic capacity of extracts of common brown seaweeds from the Red Sea, Egypt. *Egyptian J. Aquatic Biology and Fisheries* **26**(5): 445—462.
28. Ismail, M.M., G.M. El Zokm, A.M. El Sikaily, et al. 2023. Chemodiversity and bioactivity assessment of phlorotannins from some Phaeophyta species from the Red Sea. *J. Appl. Phycolog.* **35**: 1769—1788. <https://doi.org/10.1007/s10811-023-03000-4>.

29. Ismail, M.M., G.M. El Zokm, & J.M. Miranda Lopez. 2023. Nutritional, bioactive compounds content, and antioxidant activity of brown seaweeds from the Red Sea. *Frontiers in Nutrition* **10**: 1210934. doi:10.3389/fnut. 1210934
30. Jimenez-Lopez, C., A.G. Pereira, C. Lourenço-Lopes, et al. 2021. Main bioactive phenolic compounds in marine algae and their mechanisms of action supporting potential health benefits. *Food Chemistry* **341**: 128262.
31. Karaki, N., C. Sebaaly, N. Chahine, et al. 2013. The antioxidant and anticoagulant activities of polysaccharides isolated from the brown algae *Dictyopteris polypodioides* growing on the Lebanese coast. *J. Appl. Pharmaceutical Sci.* **3**: 043—051.
32. Kim, D.-O., S.W. Jeong, & C.Y. Lee. 2003. Antioxidant capacity of phenolic phytochemicals from various cultivars of plums. *Food Chemistry* **81**(3): 321—326. [https://doi.org/10.1016/S0308-8146\(02\)00423-5](https://doi.org/10.1016/S0308-8146(02)00423-5)
33. Kondo, S., S. Adachi, F. Yoshizawa, & K. Yagasaki. 2021. Antidiabetic effect of taxifolin in cultured L6 Myotubes and Type 2 diabetic model KK-Ay/Ta mice with hyperglycemia and hyperuricemia. *Curr. Iss. Molecular Biology* **43**: 1293—1306.
34. Kumar, Y., A. Tarafdar, & P.C. Badgujar. 2021. Macroalgae as a source of natural antioxidants: Therapeutic activity and food applications. *J. Food Quality* 5753391.
35. Kumar, Y., A. Tarafdar, D. Kumar, et al. 2022. Polyphenols of edible macroalgae: estimation of *in vitro* bio-accessibility and cytotoxicity, quantification by LC-MS/MS and potential utilization as an antimicrobial and functional food ingredient. *Antioxidants* **11**: 993. <https://doi.org/10.3390/antiox11050993>
36. Liu, W., X. Cui, Y. Zhong, et al. 2023. Phenolic metabolites as therapeutic in inflammation and neoplasms: molecular pathways explaining their efficacy. *Pharmacology Res.* **193**: 106812. <https://doi.org/10.1016/j.phrs.2023.106812>.
37. Liu, X., S. Wang, S. Cao, et al. 2018. Structural characteristics and anticoagulant property *in vitro* and *in vivo* of a seaweed sulfated rhamnan. *Marine Drugs* **16**: 243-256.
38. Liyana-Pathirana, C.M. & F. Shahidi. 2005. Antioxidant activity of commercial soft and hard wheat (*Triticum aestivum* L.) as affected by gastric pH conditions. *J. Agricult. Food Chemistry* **53**(7): 2433—2440. <https://doi.org/10.1021/JF049320I>
39. López, A., M. Rico, A. Rivero, & M.S. de Tangil. 2011. The effects of solvents on the phenolic contents and antioxidant activity of *Stypocaulon scoparium* algae extracts. *Food Chemistry* **125**: 1104—1109
40. Manggau, M., M. Hamzah, S. Mamada, et al. 2019. Anticoagulant activities of brown seaweed *Sargassum cristaefolium* extract. *J. Physics: Conference Ser.* **1341**: 072006. doi:10.1088/1742-6596/1341/7/072006.
41. Mendes, S.F., O. dos Santos, Jr, A.M. Barbosa, et al. 2009. Sulfonation and anticoagulant activity of botryosphaeran from *Botryosphaeria rhodina* MAMB-05 grown on fructose. *Int. J. Biol. Macromolecules* **45**: 305—309.
42. Miličević, A. 2024. Flavonoid oxidation potentials and antioxidant activities –theoretical models based on oxidation mechanisms and related changes in electronic structure. *Int. J. Molecular Sci.* **25**: 5011. <https://doi.org/10.3390/ijms2509501>
43. Naczki, M., & F. Shahidi. 2006. Phenolics in cereals, fruits and vegetables: Occurrence, extraction and analysis. *J. Pharmaceutical and Biomedical Analysis* **41**: 1523—1542. <https://doi.org/10.1016/j.jpba.2006.04.002>.
44. Namvar, F., S. Mohamed, F.S. Ghasemi, et al. 2012. Polyphenol-rich seaweed (*Eucheuma cottonii*) extract suppresses breast tumour via hormone modulation and apoptosis induction. *Food Chemistry* **130**(2): 376—382. DOI:10.1016/j.foodchem.2011.07.054
45. Nijveldt, R.J., E. van Nood, D.E. van Hoorn, et al. 2001. Flavonoids: a review of probable mechanisms of action and potential applications. *Am. J. Clin. Nutrition* **74**(4): 418—25. doi:10.1093/ajcn/74.4.418.
46. Nwosu, F., J. Morris, V.A. Lund, et al. 2011. Anti-proliferative and potential anti-diabetic effects of phenolic-rich extracts from edible marine algae. *Food Chemistry* **126**: 1006—1012

47. Oyaizu, M. 1986. Studies on products of browning reactions: antioxidative activities of product of browning reaction prepared from glucosamine. *Jap. J. Nutrition* **44**(6): 307—315.
48. Palma-Wong, M., J.A. Ascacio-Valdés, N. Ramírez-Guzmán, et al. 2023. Exploration of phenolic content and antioxidant potential from plants used in traditional medicine in Viesca, Mexico. *Horticulture* **9**: 1252. <https://doi.org/10.3390/horticulturae9121252>.
49. Pandian, P. 2016. *In vitro* anticoagulant activity of marine algae species *Acanthaphora spicifera* (Rhodophyceae). *Int. J. Pharm. Sci. Res.* **7**(11): 471—476.
50. Parikh, B., & V.H. Patel. 2018. Total phenolic content and total antioxidant capacity of common Indian pulses and split pulses. *J. Food Sci. Technol.* **55**(4): 1499—1507. doi: 10.1007/s13197-018-3066-5.
51. Petchidurai, G., N.J. Amruthraj, M.S. John, et al. 2019. Standardization of quantification of total tannins, condensed tannin and soluble phlorotannins extracted from thirty-two drifted coastal macroalgae using high performance liquid chromatography. *Biore-source Technology Rep.* **7**(1): 100273 <https://doi.org/10.1016/j.biteb.2019.100273>
52. Pinto, M.C., A. Tejada, A.L. Duque, & P. Macias. 2007. Determination of lipoxygenase activity in plant extracts using a modified ferrous oxidation-xylenol orange assay. *J. Agricult. Food Chemistry* **55**(15): 5956—5959. <https://doi.org/10.1021/jf070537x>
53. Prabakaran, G., M. Moovendhan, A. Arumugam, & P. Sampathkumar. 2018. Quantitative analysis of phytochemical profile in marine microalgae *Chlorella vulgaris*. *Online IJPBS*. **8**: 565. www.ijpbs.com or www.ijpbsonline.com/
54. Prieto, P., M. Pineda, & M. Aguilar. 1999. Spectrophotometric quantitation of antioxidant capacity through the formation of a phosphomolybdenum complex: Specific application to the determination of vitamin E. *Anal. Biochemistry* **269**(2). <https://doi.org/10.1006/abio.1999.4019>
55. Priyanka, K.R., R. Rajaram, & S.R. Sivakumar. 2022. A critical review on pharmacological properties of marine macroalgae. *Biomass Conversion & Biorefinery*. doi: 10.1007/s13399-022-03134-4
56. Purbosari, N., E. Warsiki, K. Syamsu, & J. Santoso. 2020. Effect of harvest age and solvents on the phenolic content of *Eucheuma cottonii* extract. *Makara J. Sci.* **24**(3). DOI: 10.7454/mss.v24i3.1177
57. Raman, N. 2006. *Phytochemical techniques*. New Delhi. 19—22.
58. Rice-Evans, C.A., N.J. Miller, & G. Paganga. 1996. Structure-antioxidant activity relationships of flavonoids and phenolic acids. *Free Radical Biol. Med.* **20**(7): 933-56. doi: 10.1016/0891-5849(95)02227-9.
59. Rodríguez, P.F., L. Murillo-González, E. Rodríguez, & A.M. Pérez. 2023. Marine phenolic compounds: Sources, commercial value, and biological activities. Pp. 47—86 in: *Marine Phenolic Compounds: Science and Engineering*. J.R. Pérez-Correa, R. Mateos, H. Domínguez (Eds.). Amsterdam, Elsevier.
60. Sobuj, M.K.A., M.S. Shemul, I.S. Shoebul, et al. 2024. Qualitative and quantitative phytochemical analysis of brown seaweed *Sargassum polycystum* collected from Bangladesh with its antioxidant activity determination. *Food Chemistry Advances* **4**: 100565. <https://doi.org/10.1016/j.focha.2023.100565>.
61. Sadasivam K. & R. Kumaresan. 2011. Theoretical investigation on the antioxidant behavior of chrysoeriol and hispidulin flavonoid compounds. *A DFT Study* **963**(1): 227—235. doi: 10.1016/j.comptc.2010.10.025
62. Sadeghi, A., A. Rajabiyan, N. Nabizade et al. 2024. Seaweed-derived phenolic compounds as diverse bioactive molecules: A review on identification, application, extraction and purification strategies. *Int. J. Biol. Macromolecules* **266**: 131147. <https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2024.131147>.
63. Sakat, S.S., A.R. Juvekar & M.N. Gambhire. 2021. *In vitro* antioxidant and anti-inflammatory activity of methanol extract of *Oxalis corniculata* Lin. *Int. J. Pharm. Sci.* **2**(1): 146—155.

64. Sasadara, M.M.V. & I.G.P. Wirawan. 2021. Effect of extraction solvent on total phenolic content, total flavonoid content, and antioxidant activity of Bulung Sangu (*Gracilaria* sp.) Seaweed. *3rd international conference on bioscience and biotechnology IOP Conf. Series: Earth and Environ. Sci.* **712**: 012005.
65. Senapati, S.R., B. Singh, A. Hassan, et al. 2016. Effect of different solvents on total phenolics and antioxidant activity of extracts from *Sargassum tenerrimum* (J. Agardh, 1848). *J. Biosci.* **30**(2): 415—419.
66. Shobier, A.H., M.M. Ismail, & S.W.M. Hassan. 2022. Variation in anti-inflammatory, anti-arthritis, and antimicrobial activities of different extracts of common Egyptian seaweeds with an emphasis on their phytochemical and heavy metal contents. *Biol. Trace Elem. Res.* 201(4): 2071–2087. <https://doi.org/10.1007/s12011-022-03297-1>.
67. Sobuj, M.K.A., A. Islam, Sh. Islam, et al. 2021. Effect of solvents on bioactive compounds and antioxidant activity of *Padina tetrastromatica* and *Gracilaria tenuistipitata* seaweeds collected from Bangladesh. *Sci. Rep.* **11**: 19082
68. Soto-Hernandez, M., M. Palma-Tenango & R. Garcia-Mateos. 2017. Phenolic compounds — biological activity phenolic compounds: functional properties, impact of processing and bioavailability. *Intech. Publ.* 10.5772/63693 (Chapter 1). doi:10.5772/63693
69. Sroka, Z., A. Sowa, & A. Dryś. 2017. Inhibition of lipoxygenase and peroxidase reaction by some flavonols and flavones: the structure-activity relationship. *Nat. Prod. Commun.* **12**(11). doi:10.1177/1934578X1701201111
70. Sumanya, H., R. Lavanya, & R.C. Umamaheswara. 2015. Evaluation of *in vitro* antioxidant and anti-arthritis activity of methanolic extract of marine green algae *Caulerpa racemosa*. *Int. J. Pharmacy and Pharm. Sci.* **7**(7): 340—34.
71. Taldaev, A., A.D. Savina, V.V. Olicheva, et al. 2023. Protective properties of sphe-roidal taxifolin form in streptozotocin-induced diabetic rats. *Int. J. Mol. Sci.* **24**(15):11962. <https://doi.org/10.3390/ijms241511962>
72. Tavanappanavar, A.N., S.I. Mulla, C.S. Seth, et al. 2024. Phytochemical analysis, GC—MS profile and determination of antibacterial, antifungal, anti-inflammatory, antioxidant activities of peel and seeds extracts (chloroform and ethyl acetate) of *Tamarindus indica* L. *Saudi J. Biol. Sci.* **31**(1): 103878. <https://doi.org/10.1016/j.sjbs.2023.103878>.
73. Truong, D.H., D.H. Nguyen, N.T.A. Ta, et al. 2019. Evaluation of the use of different solvents for phytochemical constituents, antioxidants, and *in vitro* anti-inflammatory activities of *Severinia buxifolia*. *J. Food Quality*. Article ID 817829.
74. Vicente-Zurdo, D., E. Gómez-Mejía, N. Rosales-Conrado, & M.E. León-González. 2024. A comprehensive analytical review of polyphenols: Evaluating neuroprotection in Alzheimer's disease. *Int. J. Mol. Sci.* **25**: 5906. <https://doi.org/10.3390/ijms25115906>
75. Xie, J., S. Xiong, Y. Li, et al. 2024. Phenolic acids from medicinal and edible homologous plants: a potential anti-inflammatory agent for inflammatory diseases. *Frontiers in Immunology* **15**: 1345002. doi: 10.3389/fimmu.2024.1345002
76. Yang, J., K.J. Meyers, J. Van Der Heide, & H.L. Rui. 2004. Varietal differences in phenolic content and antioxidant and antiproliferative activities of onions. *J. Agricult. Food Chemistry* **52**(22). <https://doi.org/10.1021/jf0307144>
77. Yuan, Y., J. Zhang, J. Fan, et al. 2018. Microwave assisted extraction of phenolic compounds from four economic brown macroalgae species and evaluation of their antioxidant activities and inhibitory effects on α -amylase, α -glucosidase, pancreatic lipase and tyrosinase. *Food Res. Int.* **113**: 288—297. <https://doi.org/10.1016/J.FOODRES.2018.07.021>
78. Zhang, H.-J., W.-J. Mao, F. Fang, et al. 2008. Chemical characteristics and anticoagulant activities of a sulfated polysaccharide and its fragments from *Monostroma latissimum*. *Carbohydrate Polymers* **71**: 428—434.

Надійшла 30.10.2024

M.M. Ismail, PhD, Professor,
National Institute of Oceanography and Fisheries,
Alexandria, Egypt
mona_es5@yahoo.com

M.H. Mostafa, PhD, Professor,
Faculty of Pharmacy,
Alexandria University, Egypt
Faculty of Pharmacy, Arab Academy for Science, Technology & Maritime Transport,
Alexandria, Egypt

G.M. El Zokm, Researcher,
National Institute of Oceanography and Fisheries,
Alexandria, Egypt

PHARMACOLOGICAL ASPECTS AND HPLC PROFILE OF THREE EGYPTIAN
SEAWEEDS VIA PHENOLIC COMPOUNDS; UNRAVELING
STRUCTURE-ACTIVITY RELATIONSHIPS

This study was designed to give comparative investigations on the total phenols (TPC), tannins (TTC), and flavonoids (TFC) content in *Ulva compressa*, *Pterocladia capillacea*, and *Colpomenia sinuosa* using three different solvents. Phenolic compounds were qualitatively and quantitatively estimated in various algal extracts. The maximum values of TPC and TFC were found in the ethyl acetate extract of *C. sinuosa*, with contents of 49.997 mg/g and 38.68 mg/g, respectively. The methanolic extract of all three selected species showed the highest yield of TTC, with a maximum yield of 19.36 mg/g for *C. sinuosa*. Conversely, the hexane extracts exhibited the lowest phenolic content and bioactivity. Algal extracts were also identified using high-performance liquid chromatography (HPLC), revealing sixteen phenolic acids and flavonoids, including important compounds like gallic acid, cinnamic acid, and catechin in most algal extracts, particularly in methanol and ethyl acetate extracts.

The study suggests that ethyl acetate and methanol extracts of *C. sinuosa* and *P. capillacea* could serve as valuable sources of natural polyphenols with antioxidant, antidiabetic, anti-arthritis, and anti-inflammatory properties. Strong correlations were observed between flavonoid content and antioxidant and antidiabetic activities. Additionally, flavonoids were supported by structure-activity relationships (SARs) as antioxidants and antidiabetic agents through hydrogen atom transfer (HAT) and sequential proton loss electron transfer (SPLET). The methanol and ethyl acetate extracts from the species studied exhibited an anticoagulant effect, indicating that they could be used as natural anticoagulants. However, further toxicological and clinical research is necessary before considering these algal extracts as nutraceuticals and pharmaceuticals.

Keywords: macroalgae, biological activities, flavonoids, phenols, tannins, Abu Qir Bay, the Mediterranean Sea, Egypt.

УДК 582.26:581.19:581.18

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

Ю.Г. КРОТ, к. б. н., ст. наук. співроб., в.о. зав. відділу,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: yuriikrot@ukr.net
ORCID 0000-0001-8732-1322

О.М. УСЕНКО, к. б. н., ст. наук. співроб., ст. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: oleg.mikh.usenko@gmail.com
ORCID 0000-0002-0782-7292

Ю.М. КРАСЮК, к. б. н., наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: j-kasyuk@ukr.net
ORCID 0000-0002-8148-3168

ОСОБЛИВОСТІ ФОРМУВАННЯ ЦЕНОБІЇВ ЗЕЛЕНИХ МІКРОВОДОРОСТЕЙ (CHLOROPHYTA) ПРИ ЇХНЬОМУ ВИРОЩУВАННІ В ШТУЧНИХ УМОВАХ

Досліджено стратегію формування ценобіїв зелених мікроводоростей *Tetradestus dimorphus* (Turpin) M.J. Wynne і *Desmodesmus brasiliensis* (Bohlin) E. Hegew. та їхню видоспецифічність при вирощуванні за дії оптимальних значень температури та поживних речовин. Культура *T. dimorphus* упродовж усієї експозиції характеризувалася стабільно нижчою кількістю ценобіїв (1,0 %) порівняно з *D. brasiliensis* (81,2—93,6 %). При цьому в *D. brasiliensis* у першу половину експозиції відмічено переважання 4-клітинних форм, а в другу — 2-клітинних. Швидкість розпаду ценобіальних форм вказує на те, що *T. dimorphus* характеризується індукованим захистом, а *D. brasiliensis* — конститутивним. Питома швидкість росту та приріст біомаси даних видів статистично були на одному рівні. Об'єм клітин у культурі *T. dimorphus* упродовж експозиції мав тенденцію до укрупнення, а *D. brasiliensis* — до незначного здрібнення.

Ключові слова: зелені мікроводорості, ценобії, штучне вирощування, температура, поживні речовини.

Ц и т у в а н н я: Леонтьєва Т.О., Крот Ю.Г., [Усенко О.М.], Красюк Ю.М. Особливості формування ценобіїв зелених мікроводоростей (Chlorophyta) при їхньому вирощуванні в штучних умовах. *Гідробіол. журн.* 2025. Т. 61, № 4. С. 64—73.

До високопродуктивних зелених мікроводоростей, здатних формувати ценобії — скупчення клітин, утворених в результаті множинного поділу і об'єднаних за рахунок загальної оболонки у стінках материнської клітини [6], можна віднести види родів *Desmodesmus*, *Tetradesmus* та *Sce-nedesmus* [1, 20].

Їхній клітинний цикл поділяють на дві частини: період росту, що займає більший проміжок часу, та послідовність реплікації-поділу ДНК [7]. Період росту характеризується збільшенням об'єму клітин до величини, необхідної для виживання після цитокінезу (поділу клітини) [25]. Цей процес свідчить про існування механізмів координації росту і репродуктивних послідовностей, що сприяло створенню гіпотези контрольної точки розміру клітини [10]. Дана гіпотеза припускає, що клітини мають здатність визначення свого розміру та прогресування клітинного циклу після досягнення мінімальної величини, що є точкою рестрикції [7, 10]. Другий період клітинного циклу — послідовність реплікації-поділу ДНК — складається із фаз подвоєння ДНК, мітозу та цитокінезу, його результатом є формування ценобіїв, кількість клітин у яких визначається генетичними особливостями виду та зовнішніми умовами і становить 2, 4, 8, 16 або 32 [7]. Утворення все більшої кількості дочірніх клітин відбувається завдяки збільшенню кількості послідовностей реплікації — поділу ДНК в межах одного клітинного циклу [8, 9].

Знаходження водоростей у зоні оптимуму сприяє підвищенню кількості ядерних поділів, збільшуючи кількість утворених ценобіальних форм після цитокінезу [7]. Однак, подальша стратегія існування ценобіїв полягає у збереженні своєї форми або розпаду на окремі клітини [22]. Механізм та причини цього процесу є маловивченими та характеризуються видовими особливостями.

У літературних джерелах утворення ценобіїв розглядається переважно як захисний механізм у відповідь на дію негативних чинників. Так, менше співвідношення поверхні до об'єму мікроводоростей обмежує поглинання речовин та проникнення світла. Збільшення їхнього об'єму сприяє швидшому осіданню та меншому виїданню зоопланктонатами [14].

Водночас ценобіальні види водоростей класифікують за двома типами захисту: конститутивний (ценобії присутні у великій кількості за будь-яких умов, наприклад у *Desmodesmus communis*) та індукований (ценобії присутні у великій кількості лише за дії негативного чинника, наприклад у *Desmodesmus subspicatus*), що вказує на їхні видоспецифічні особливості [16, 23].

Отже, з'ясування механізмів та стратегії формування ценобіїв зелених мікроводоростей як їхньої адаптивної здатності при вирощуванні в штучних умовах має як наукове, так і практичне значення.

Метою роботи була оцінка стану зелених мікроводоростей *Tetradesmus dimorphus* (Turpin) M.J. Wynne та *Desmodesmus brasiliensis* (Bohlin) E. Hegew., їхньої видоспецифічності та стратегії формування ценобіїв за дії оптимальних значень температури та поживних речовин.

Матеріал і методика досліджень

Об'єктами досліджень обрано найбільш продуктивні [13], альгологічно чисті культури зелених мікроводоростей (Chlorophyta) із колекції культур (HPDP) Інституту гідробіології НАН України [2]: *Desmodesmus brasiliensis* (Bohlin) E. Hegew. HPDP-102 та *Tetradesmus dimorphus* (Turpin) M.J. Wynne (= *Acutodesmus dimorphus* (Turpin) P. Tsarenko) HPDP-108, що здатні до утворення 2-, 4- та 8-клітинних ценобіїв [17, 19, 20].

Водорості вирощували при оптимальних значеннях температури (31,0 °C — для *T. dimorphus* та 28,0 °C — для *D. brasiliensis*), інтенсивності освітлення 47,5 мкмоль/м²·с та співвідношенні світла і темряви — 16 : 8 год. Живильне середовище містило відстояну водопровідну воду, біогенні елементи та мінеральні сполуки [12]. Вміст азоту нітратів та фосфору фосфатів становив 81,7 мг N/дм³ і 7,1 мг P/дм³ для *D. brasiliensis* та 692,7 мг N/дм³ і 60,0 мг P/дм³ — для *T. dimorphus*. Перемішування культур відбувалося шляхом подачі у культивацийні ємності стислого атмосферного повітря (38 дм³/хв). Тривалість експерименту дорівнювала 24 доби.

Чисельність клітин мікроводоростей підраховували у п'яти повторностях під світловим мікроскопом Ломо Микмед-2 з використанням камери Горяєва [3]. Водночас рахували кількість клітин кожної форми (одноклітинні, 2- та 4-клітинні ценобії).

Середньодобовий коефіцієнт збільшення чисельності клітин розраховували за формулою: $k = N_t / N_0 / t$, де N_0 і N_t — концентрація клітин (млн. кл/см³) на початку та наприкінці експозиції, Δt — тривалість досліджуваного періоду.

Питому швидкість росту розраховували за формулою [24]:

$$\mu = \frac{\ln N_t - \ln N_0}{\Delta t},$$

де N_0 та N_t — кількість клітин відповідно на початку та наприкінці досліджуваного періоду; Δt — тривалість досліджуваного періоду.

Визначення розмірних характеристик клітин (довжина і ширина) мікроводоростей проводили за допомогою мікроскопу Axio Imager-2 та програмного забезпечення ZEN 3.0 ($n = 50$).

Об'єм клітин визначали стереометричним методом, використовуючи лінійні розміри клітин водоростей [15].

Добовий приріст біомаси обчислювали за сухою речовиною як різницю між початковою та кінцевою кількістю біомаси досліджуваного періоду росту, поділену на кількість діб [5].

Експериментальні дані опрацьовували загальноприйнятими методами варіаційної статистики у програмі Microsoft Excel 2010. Вірогідність різниці середніх величин визначали із застосуванням t -критерію Стьюдента на рівні значущості $p \leq 0,05$.

Результати досліджень та їх обговорення

Найбільш сприятливим для фізіологічної активності клітин та нарощування біомаси зелених мікроводоростей родів *Desmodesmus* та *Tetradesmus* є діапазон температур 20,0—35,0 °С, що характеризує їх як мезофілів [11, 13, 18].

Найбільш сприятливий температурний режим визначали за величиною середньодобового коефіцієнта збільшення чисельності клітин, розрахованого при вирощуванні високопродуктивних видів *T. dimorphus* та *D. brasiliensis* упродовж 24 діб (рис. 1).

За даним показником максимальну продуктивність для культури *T. dimorphus* відмічено при температурі 31,0 °С, а *D. brasiliensis* — 28,0 °С.

Необхідно зауважити, що при розрахунку біомаси найбільш високі її значення для *T. dimorphus* відмічено наприкінці експозиції (24-та доба) при 22,0, 25,0 та 28,0 °С за рахунок високого розміру клітин (рис. 2), а для *D. brasiliensis* — при 28,0 °С.

Таким чином, оптимальний температурний режим вирощування мікроводоростей за середньодобовим коефіцієнтом збільшення чисельності клітин становив: для *T. dimorphus* — 31,0 °С, а для *D. brasiliensis* — 28 °С (див. рис. 1).

В якості поживних речовин, найбільш сприятливих для росту зелених мікроводоростей, використовували азот нітратів та фосфор фосфатів у концентраціях: для культури *T. dimorphus* відповідно 692,7 мг N/дм³ і 60,0 мг P/дм³, а для *D. brasiliensis* — 81,7 мг N/дм³ та 7,1 мг P/дм³ [12].

Співвідношення одноклітинних та ценобіальних (2- та 4-клітинні) форм *T. dimorphus* і *D. brasiliensis* в процесі вирощування мало суттєві відмінності (рис. 3).

Показано, що культура *T. dimorphus* упродовж усієї експозиції характеризувалась переважно одноклітинними формами (99,0±0,002 %), з не-

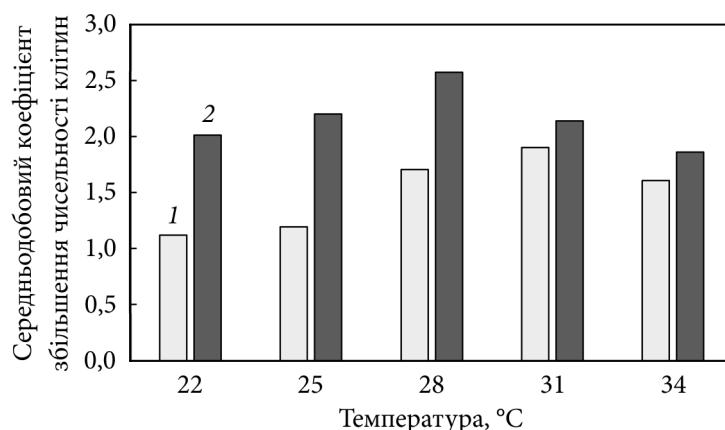


Рис. 1. Середньодобовий коефіцієнт збільшення чисельності клітин зелених мікроводоростей *T. dimorphus* (1) та *D. brasiliensis* (2) в зоні оптимальних температур

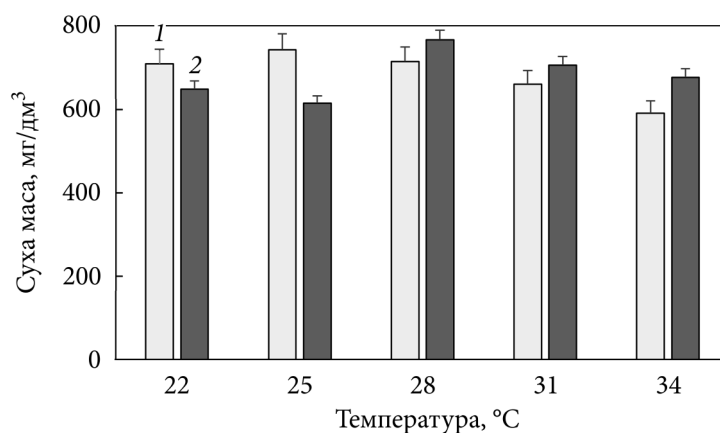


Рис. 2. Біомаса мікрроводоростей *T. dimorphus* (1) та *D. brasiliensis* (2) при вирощуванні в зоні оптимальних температур

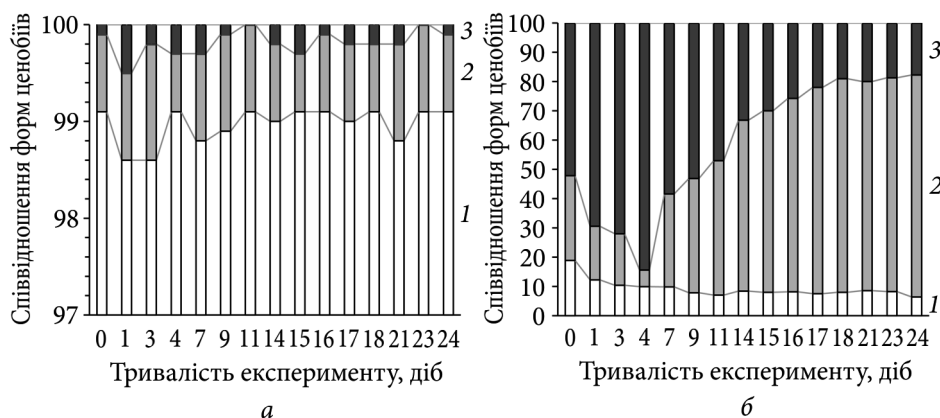


Рис. 3. Співвідношення одиночних (1), 2- (2) та 4-ценоб'яльних (3) клітин у культурах *T. dimorphus* (а) та *D. brasiliensis* (б) за оптимальних умов вирощування

значною кількістю 2- ($0,9 \pm 0,18$ %) і 4-клітинних ценоб'яльних форм ($0,1 \pm 0,7$ %) (рис. 3, а).

Водночас у *D. brasiliensis* відбувалось варіювання одноклітинних і ценоб'яльних (2- та 4-клітинних) форм. Зокрема, відсоткова кількість ценоб'їв упродовж усього періоду залишалася на досить стабільному рівні 90,1—93,6 % (див. рис. 3, б).

Культура *D. brasiliensis* упродовж першої половини експозиції (12 діб) характеризувалася високою чисельністю клітин, які формували 4-клітинні ценоб'ї (47—76 %), що свідчить про переважання множинного поділу в цей період, тоді як кількість 2-клітинних ценоб'їв мала тенденцію до підвищення (4—11-та доба) зрівнюючись за чисельністю з 4-клітинними (рис. 4).

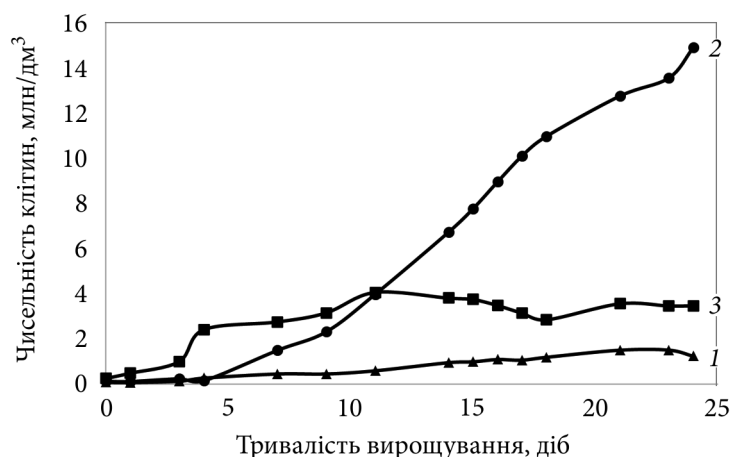


Рис. 4. Чисельність поодиноких клітин (1) та 2- (2) і 4-клітинних ценобіїв (3) в культурі *D. brasiliensis* за оптимальних умов вирощування

У другій половині експозиції (з 12-ї до 24-ї доби) у *D. brasiliensis* спостерігали стабільно однакову кількість 4-клітинних ценобіїв та стрімке збільшення кількості 2-клітинних форм, чисельність яких зростає до 84 % (див. рис. 3, 4). Таке зростання, на наш погляд, може мати кілька пояснень — перехід виду від множинного поділу до бінарного або ж розпад 4-клітинного ценобію на два 2-клітинних.

Слід зазначити, що згідно з літературними даними [17, 19, 20] мікроводорості *T. dimorphus* і *D. brasiliensis* здатні утворювати і 8-и клітинні ценобії, яких у даному експерименті не було виявлено.

Водночас, відсоткова кількість одноклітинних форм *D. brasiliensis* упродовж усього періоду залишалася на досить стабільному рівні — 6,4—9,9 % (див. рис. 3).

Таку закономірність відмічено також у роботах інших авторів за умов високої питомої швидкості росту представників родів *Desmodesmus* та *Scenedesmus* [7, 14, 21]. Враховуючи те, що у процесі реплікації-поділу ДНК беруть участь лише одноклітинні форми водоростей, їхня чисельність може бути одним із критеріїв, що свідчать про інтенсивність розмноження культури.

Отже, при штучному вирощуванні *D. brasiliensis*, на відміну від *T. dimorphus*, характеризується високою фенотипічною пластичністю, що проявляється у зміні співвідношення одноклітинних та ценобіальних форм.

У процесі вирощування обох видів відмічено короткотривале проходження лаг-фази та високі показники питомої швидкості росту на експоненційній фазі, яку умовно можна поділити на два періоди залежно від домінуючої форми ценобіїв. Так, зокрема, у першу половину експозиції (1-ша — 12-та доба), коли за чисельністю переважали 4-клітинні ценобії

Таблиця 1

Питома швидкість росту (доба⁻¹) культур *T. dimorphus* і *D. brasiliensis* за оптимальних умов

Культури	1-ша—12-та доба	12—24-та доба	1-ша—24-та доба
<i>T. dimorphus</i>	0,23	0,11	0,16
<i>D. brasiliensis</i>	0,24	0,07	0,15

(див. рис. 4), показники питомої швидкості росту були відповідно у 2,0 і 3,3 рази ($p \leq 0,05$) вищими, ніж у другу (12—24-та доба), коли домінували 2-клітинні форми (табл. 1).

Розрахунок біомаси *T. dimorphus* та *D. brasiliensis* (1-ша—24-та доба) показав поступовий її приріст (рис. 5), який в середньому становив відповідно 25,4 та 25,7 мг/дм³ за добу ($p \leq 0,05$). Водночас колоніальна культура *D. brasiliensis* характеризувалася дещо швидшим приростом біомаси, ніж одноклітинна *T. dimorphus*. Так, на 4-ту добу експерименту цей показник у *D. brasiliensis* був на 77 % вищим, ніж у *T. dimorphus*, на 14-ту добу — на 40 %, а на 24-ту добу — зрівнявся ($p \leq 0,05$) (див. рис. 5).

Базуючись на гіпотезі «контрольної точки розміру клітин» [10], яка координує ріст і репродуктивну здатність можна припустити, що мінімальний об'єм клітин водоростей є контрольною точкою розміру для їхнього виживання. Встановлено, що для *T. dimorphus* він становить $\leq 43,5$ мкм³, а для *D. brasiliensis* — $\leq 64,1$ мкм³ (табл. 2).

Отже, для утворення 4-клітинного ценобію об'єм клітин *T. dimorphus* та *D. brasiliensis* на момент точки рестрикції становить відповідно $\geq 174,0$ та $\geq 256,4$ мкм³.

У культури *T. dimorphus* на початок вирощування таких клітин не зафіксовано, що може свідчити про відсутність або мінімальну частку

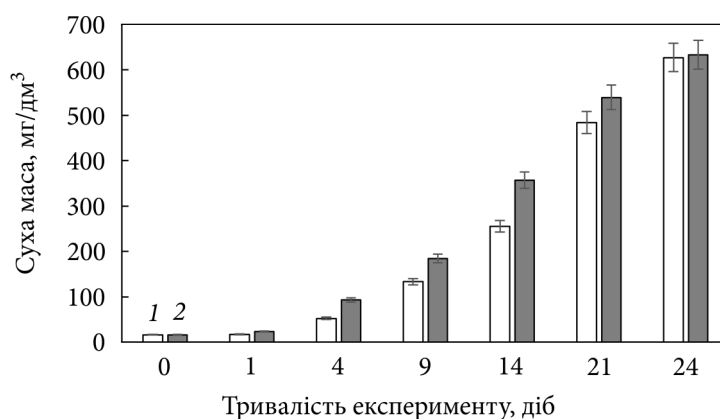


Рис. 5. Біомаса зелених мікроводоростей *T. dimorphus* (1) та *D. brasiliensis* (2) при штучному вирощуванні

Таблиця 2

Об'єм (мкм³) клітин зелених мікродоростей *T. dimorphus* та *D. brasiliensis* при штучному вирощуванні

Доби	<i>T. dimorphus</i>				<i>D. brasiliensis</i>			
	середні значення	межі коливань	max/min, об'єм	*	середні значення	межі коливань	max/min, об'єм	*
0	94,4	45,9—169,4	3,7	0	165,5	90,0—337,1	3,7	7,0
1	95,2	43,5—176,2	4,1	2,5	165,2	86,8—342,2	3,9	3,2
10	106,4	44,5—253,6	5,7	10,7	147,8	64,1—257,7	4,0	2,0
17	108,6	47,2—280,0	5,9	15,1	155,3	70,3—334,0	4,8	8,6
24	120,0	46,3—302,4	6,5	25,0	150,2	68,6—370,5	5,4	11,0

* Частка (%) клітин, об'єм яких перевищує мінімальний у 4,0 або більше разів.

клітин, що діляться множинним поділом. Згодом, на 10-ту добу їхня кількість зросла до 10,7 %, а на кінець експозиції (24-та доба) — до 25 %.

Водночас у *D. brasiliensis* їхня кількість на початок експерименту становила 7 % і на 10-ту добу зменшилась до 2 % з наступним зростанням наприкінці фази експоненційного росту до 11 %.

Об'єм клітин у *T. dimorphus* упродовж всієї експозиції мав тенденцію до поступового збільшення на 27 %, що відбувалося за рахунок зростання максимальних значень на 78 % та супроводжувалось підвищенням їхньої мінливості.

Зростання мінливості об'єму клітин водоростей може бути пов'язано зі збільшенням кількості послідовностей реплікації — поділу ДНК у межах одного клітинного циклу [8, 9] або з підвищенням кількості неактивних клітин, що відрізняються від живих значним розміром та втратою форми [4].

Водночас об'єм клітин у *D. brasiliensis* упродовж експерименту характеризувався зворотною тенденцією — зменшення на 10 %. При цьому мінливість їхнього об'єму підвищувалась за рахунок як зменшення мінімальних значень на 31 %, так і збільшення максимальних на 10 % (див. табл. 2).

Висновки

Культура *T. dimorphus* упродовж усієї експозиції характеризувалася стабільно нижчою кількістю ценобіїв (1,0 %) порівняно з *D. brasiliensis* (81,2—93,6 %), що свідчить про різну стратегію поведінки даних видів після цитокінезу.

Розпад ценобіїв у культури *T. dimorphus* відбувається одразу після цитокінезу, що може вказувати на індукований захист у цього виду, в той

час як проходження періоду росту *D. brasiliensis* у колоніальній формі є конститутивним захистом.

Культура *D. brasiliensis* у першу половину експозиції характеризувалася переважанням 4-клітинних ценобіїв, а в другу — 2-х клітинних, що може свідчити про перехід від множинного поділу до бінарного або про розпад 4-клітинних ценобіїв на 2-клітинні.

Утворення 4-клітинних ценобіїв у *D. brasiliensis* може бути пов'язано зі збільшенням частки крупних клітин у культурі.

Список використаної літератури

1. Бойко М.Ф. Ботаніка. Систематика несудинних рослин. Київ : Ліра-К, 2016. 276 с.
2. Колекція культур мікроводоростей HPDP / Білоус О.П., Незбрицька І.М., Ключенко П.Д., Кірпенко Н.І. Київ : Альтерпрес, 2018. 36 с.
3. Методы физиолого-биохимического исследования водорослей в гидробиологической практике / Под ред. А.В. Топачевского. Киев : Наук. думка, 1975. 247 с.
4. Попова А.Ф., Паршикова Т.В., Кемп Р. Влияние катамина на структурно-функциональные характеристики клеток *Chlamydomonas reinhardtii* Dang. *Альгология*. 2004. Т. 14, № 3. С. 229—239.
5. Щербак В.І. Методи досліджень фітопланктону. Методичні основи гідробіологічних досліджень водних екосистем. Київ, 2002. С. 41—47.
6. A text-book of botany / E. Strasburger, Fritz Noll, H. Schenck, A.F.W. Schimper. London : Macmillan & Co, 1898. 632 p.
7. Bišová K., Zachleder V. Cell-cycle regulation in green algae dividing by multiple fission. *J. Exp. Bot.* 2014. Vol. 65, N 10. P. 2585—2602.
8. Coleman A.W. Volvox: Molecular-genetic origins of multicellularity and cellular differentiation. *Phycologia*. 1998. Vol. 37, N 4. P. 314—315.
9. Floyd G.L. Mitosis and cytokinesis in *Asteromonas gracilis*, a wall-less green monad. *J. Phycol.* 1978. Vol. 14. N. 4. P. 440—445.
10. Ivanov I.N., Vitová M., Bišová K. Growth and the cell cycle in green algae dividing by multiple fission. *Folia Microbiol.* 2019. Vol. 64, N 5. P. 663—672.
11. Jonker C., Van Ginkel C., Olivier J. Association between physical and geochemical characteristics of thermal springs and algal diversity in Limpopo Province, South Africa. *Water SA*. 2013. Vol. 39, N 1. P. 95—104.
12. Leontieva T.O., Krot Yu.G., Usenko O.M. Physiological and biochemical state of green microalgae (Chlorophyta) under different nutrients' content in the cultural medium. *Hydrobiol. J.* 2024. Vol. 60, N 5. P. 47—57.
13. Leontieva T.O., Krot Yu.G., Usenko O.M. et. al. Criteria for evaluation the production potential of green microalgae (Chlorophyta) for mass cultivation. *Ibid.* 2024. Vol. 59, N 2. P. 57—65.
14. Lüring M., Van Donk E. Grazer-induced colony formation in *Scenedesmus acutus* (Chlorophyceae): ecomorph expression at different temperatures. *J. Phycol.* 1999. Vol. 35, N 6. P. 1120—1126.
15. Olenina I., Hajdu S., Edler L. et al. Biovolumes and size-classes of phytoplankton in the Baltic Sea. *Balt. Sea Environ. Proc.* 2006. Vol. 106. 144 pp.
16. Pančić M., Kiørboe T. Phytoplankton defense mechanisms: traits and trade-offs. *Biol. Rev.* 2018. Vol. 93, N 2. P. 1269—1303.
17. Patil S.B., Dhande J.S., Mahajan S.R. Diversity of genus *Scenedesmus* (Meyen) from Anjani dam of Erandol tahsil, district Jalgaon, Maharashtra, India. *Ann. Plant Sci.* 2018. Vol. 7, N 3. P. 2110—2114.
18. Ras M., Steyer J.P., Bernard O. Temperature effect on microalgae: a crucial factor for outdoor production. *Rev. Environ. Sci. Biotechnol.* 2013. Vol. 12, N. 2. P. 153—164.
19. Real micro life. *Desmodesmus brasiliensis* (Bohlin) Hegewald, 2000. <https://real-microlife.com/desmodesmus-brasiliensis/> (дата звернення: 10.09.2024)

20. Roy A.S., Pal R. An investigation on morphotaxonomy and diversity of planktonic Chlorophytes from fresh water eutrophic wetland of Indian Ramsar Site. *Phykos*. 2015. Vol. 45, N 2. P. 29—42.
21. Steenbergen C.L.M. Pleomorphism of *Scenedesmus quadricauda* (Turp.) Breb. (Chlorophyceae) in synchronized cultures. *Mitt. Int. Verein. Limnol.* 1978. Vol. 21, N 1. P. 216—223.
22. Trainor F.R. Cyclomorphosis in *Scenedesmus armatus* (Chlorophyta): An ordered sequence of ecomorph development. *J. Phycol.* 1992. Vol. 28, N 4. P. 553—558.
23. Van Donk E., Ianora A., Vos M. Induced defenses in marine and freshwater phytoplankton: a review. *Hydrobiologia*. 2010. Vol. 668, N 1. P. 3—19.
24. Yang R.-J., Wang X.-L., Zhang Y.-Y., Zhan Y.-J. Influence of cell equivalent spherical diameter on the growth rate and cell density of marine phytoplankton. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 2006. Vol. 331, N 1. P. 33—40.
25. Zetterberg A., Larsson O., Wiman K. G. What is the restriction point? *Current Opinion in Cell Biology*. 1995. Vol. 7, N 6. P. 835—842.

Надійшла 17.09.2024

T.O. Leontieva, PhD (Biol.), Junior 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

Yu.G. Krot, PhD (Biol.), Senior Researcher, Head of Department,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: yuriikrot@ukr.net
ORCID 0000-0001-8732-1322

O.M. Usenko, PhD (Biol.), Senior Researcher, Senior Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: oleg.mikh.usenko@gmail.com
ORCID 0000-0002-0782-7292

Yu.M. Krasnyuk, PhD (Biol.), Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: j-krasnyuk@ukr.net
ORCID 0000-0002-8148-3168

FEATURES OF THE FORMATION OF CENOBIES OF GREEN MICROALGAE (CHLOROPHYTA) WHEN GROWN IN ARTIFICIAL CONDITIONS

The strategy of cenobia formation in the green algae *Tetrademus dimorphus* (Turpin) M.J. Wynne and *Desmodesmus brasiliensis* (Bohlin) E. Hegew. and their species specificity when cultivating under optimal conditions of temperature and nutrients content were investigated. The culture of *T. dimorphus* during the entire exposure was characterized by a consistently lower number of cenobia (1.0%) compared to *D. brasiliensis* (81.2–93.6%). In *D. brasiliensis*, four-celled cenobia dominated in the first half of exposure, while two-celled forms – in the second half of exposure. The rate of decay of cenobial forms indicates that *T. dimorphus* is characterized by induced protection, and *D. brasiliensis* – by constitutive protection. The specific growth rate and biomass growth of these species were statistically at the same level. The cell volume in the culture of *T. dimorphus* tended to increase during exposure, while that of *D. brasiliensis* tended to decrease slightly.

Key words: green microalgae, cenobia, artificial cultivation, temperature, nutrients.

ЕКОЛОГІЧНА ФІЗІОЛОГІЯ І БІОХІМІЯ ВОДНИХ ТВАРИН

УДК 546.732: (597.551.2+597.552.1): 612.397

В.С. МАРКІВ, аспірант,
Тернопільський національний педагогічний університет ім. В. Гнатюка,
вул. М. Кривоноса, 2, Тернопіль, 46027, Україна
e-mail: viktor.markiv@tnpu.edu.ua
ORCID: 0000-0003-1294-7827

В.О. ХОМЕНЧУК, к. б. н, доцент,
Тернопільський національний педагогічний університет ім. В. Гнатюка,
вул. М. Кривоноса, 2, Тернопіль, 46027, Україна
e-mail: khomenchuk@tnpu.edu.ua
ORCID: 0000-0003-0500-6754

В.З. КУРАНТ, д. б. н, проф.,
Тернопільський національний педагогічний університет ім. В. Гнатюка,
вул. М. Кривоноса, 2, Тернопіль, 46027, Україна
e-mail: kurant@tnpu.edu.ua
ORCID: 0000-0002-3349-046X

ВПЛИВ ПІДВИЩЕНИХ КОНЦЕНТРАЦІЙ ІОНІВ КОБАЛЬТУ НА ВМІСТ НЕПОЛЯРНИХ ЛІПІДІВ У ТКАНИНАХ ПРІСНОВОДНИХ РИБ

Досліджено вміст загальних ліпідів та їхніх окремих неполярних фракцій у зябрах, печінці та м'язах карася сріблястого (*Carassius gibelio* Bloch.) та щуки звичайної (*Esox lucius* L.) за дії 0,1 мг/дм³ і 0,25 мг/дм³ іонів кобальту протягом 14 діб. Встановлено, що динаміка ліпідного профілю у тканинах риб за токсичного впливу залежить від природи та концентрації металу у воді, а також має видову та тканинну специфіку. Відмічено загальну тенденцію до зростання вмісту загальних ліпідів у печінці риб та його зниження у м'язах, що зумовлено перерозподілом ліпідних резервів. У печінці риб виявлено зменшення частки фосфоліпідів та триацилгліцеролів, зростання вмісту холестеролу та продуктів гідролізу ліпідів. Зміни в ліпідних профілях зябер були більш відчутними у щуки, особливо за високих концентрацій іонів кобальту (0,25 мг/дм³). Зміни вмісту неполярних ліпідів у м'язах риб за інтоксикації іонами кобальту мали спільні тенденції: зниження вмісту триацилгліцеролів та зростання частки неестерифікованих жирних кислот. Як у карася, так і у щуки мало місце зниження співвідношення холестерол/фосфоліпіди у зябрах за дії обох концентрацій іонів кобальту, тоді як у печінці та м'язах цей показник достовірно зростав тільки у карася.

Ключові слова: карась сріблястий, щука звичайна, ліпіди, кобальт.

Важкі метали є одними з основних антропогенних забруднювачів водного середовища у світових масштабах. Швидкий темп урбанізації, ін-

Ц и т у в а н н я: Марків В.С., Хоменчук В.О., Курант В.З. Вплив підвищених концентрацій іонів кобальту на вміст неполярних ліпідів у тканинах прісноводних риб. *Гідробіол. журн.* 2025. Т. 61, № 4. С. 74—86.

дустріалізації та модернізації сільського господарства сприяє вивільненню важких металів з їхніх сполук та потраплянню у водні екосистеми. Всі вони є токсичними вище певних порогових концентрацій і можуть викликати фізіологічний стрес у гідробіонтів [26]. Деякі важкі метали мають здатність до біоаккумуляції, а їхні концентрації в біоті можуть зростати до токсичних рівнів, що наражає на небезпеку різноманітні види водних тварин, особливо ті які знаходяться на вершині харчової піраміди [6, 12].

Риби мають здатність накопичувати значну кількість важких металів, що насамперед залежить від їхньої концентрації та форми знаходження у воді [19]. Вони широко використовуються для оцінки якості водного середовища, тому що постійно населяють товщу води, яка приймає та інтегрує хімічні, фізичні та біологічні чинники [6].

Відомо, що організм гідробіонтів, зокрема риб, має багато засобів біохімічної адаптації різного ступеня складності, які дозволяють йому успішно пристосовуватися до дії токсикантів, у тому числі металів [30]. Важкі метали можуть стимулювати надмірне утворення активних форм кисню в організмі риб, що призводить до порушення окисно-відновного балансу та структури ліпідів, які є основними компонентами біологічних мембран [19]. Ліпіди впливають на проникність мембран, беруть участь у передачі нервового імпульсу, створюють міжклітинні контакти, виконують функції вторинних месенджерів [5, 26]. Особливості метаболізму ліпідів, включно з процесами транспортування та депонування, у риб інші, ніж у ендотермних тварин [31].

Кобальт є важливим біогенним елементом, який у певних концентраціях необхідний для життєдіяльності організму як тварин, так і людини. Він входить до складу низки ферментів, таких як дегідрогенази, дегідратази, гідратази, мутази, трансферази [23]. Фізіологічна роль іонів Co^{2+} для риб полягає у тому, що він є необхідним компонентом вітаміну B_{12} , який активує процеси кровотворення [9]. Крім того цей метал виконує роль метилуючого агента, бере участь у реакціях гліколізу і циклу трикарбонових кислот, синтезі ДНК, амінокислот, жирних кислот, а також впливає на ріст риб [15].

Природні концентрації кобальту у воді є досить низькими (0,04—8,0 мкг/дм³), але вони можуть зростати вище гранично допустимих у забруднених водоймах (понад 3 мг/дм³) [2, 3]. Надходження кобальту до організму риб, в основному, здійснюється через зябра, кишківник та шкіру [9, 36, 37], після чого через кровотік цей метал може надходити до різних органів, таких як печінка, нирки, м'язи [17]. При надходженні металу в організм риб вище фізіологічно необхідного рівня він може викликати низку токсичних ефектів. Проте досліджень щодо шкодочинності даного металу недостатньо, що утруднює оцінку екологічних ризиків і розробку критеріїв якості води для цього металу.

З метою біоіндикації рівня забруднення водойм кобальтом та вивчення його токсичного впливу на гідробіонтів в нашому дослідженні ми зосередилися на аналізі динаміки вмісту та співвідношення фракцій ней-

тральних ліпідів у тканинах поширених прісноводних видів риб — карася сріблястого і щуки звичайної.

Матеріал і методика досліджень

Дослідження було проведено на карасі сріблястому — *Carassius gibelio* Bloch. та щуці звичайній — *Esox lucius* L. середньою масою відповідно 200—220 г і 150—170 г. В лабораторних умовах вивчали вплив на організм риб іонів кобальту у двох концентраціях 0,1 та 0,25 мг/дм³, що відповідають 2 та 5 гранично допустимим концентраціям. Метал вносили у воду 200-літрових акваріумів, де знаходилися дослідні групи риб (по п'ять особин у кожному), у вигляді $\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$. З метою зниження впливу на риб їхніх власних екзометаболітів воду в акваріумах змінювали щодоводово. Для досягнення стану розвитку і максимального прояву компенсаторно-адаптивних реакцій до металу аклімацію риб здійснювали протягом 14 діб. Цей період, за даними авторів [25], є достатнім для формування адаптивних реакцій в організмі екзотермних тварин.

Для аналізу відбирали печінку, зябра та спинні м'язи. Тканини подрібнювали на холоді в скляному гомогенізаторі з наступним екстрагуванням загальних ліпідів сумішшю хлороформ:метанол у співвідношенні 2:1 за методом Фолча [13]. При цьому до однієї масової частини тканини додавали 20 частин екстрагуючої суміші і залишали на 12 год для екстракції. Домішки неліпідного складу видаляли з екстракту відмиванням 1%-вим розчином KCl. Кількість загальних ліпідів у тканині визначали ваговим методом після відгонки екстрагуючої суміші [21].

Розділення неполярних ліпідів здійснювали за методикою висхідної одномірної тонкошарової хроматографії на пластинках Merck, Німеччина. Перед роботою пластинки протягом 30 хв активували при температурі 105 °С в сушильній шафі. Отриманий хлороформний розчин ліпідів спочатку випаровували насухо, а потім розчиняли у 1 мл хлороформу. Одержані проби ліпідів наносили на пластинку мікродозатором в кількості 40 мкл розчину і поміщали їх у хроматографічні камери. Рухомою фазою служила суміш гексану, діетилового ефіру і льодяної оцтової кислоти у відношенні 70:30:1. Одержані хроматограми проявляли в камері, насиченій парами йоду [1]. Для ідентифікації окремих фракцій ліпідів використовували специфічні реагенти і очищені стандарти [21]. Кількість неполярних ліпідів визначали біхроматним методом [7], вміст фосфоліпідів — за кількістю неорганічного фосфору методом Васьковського [35].

Результати проведених досліджень статистично опрацьовували із використанням стандартного пакету Microsoft Office Excel.

Результати досліджень та їх обговорення

Аналіз загального вмісту ліпідів. Зміна параметрів водного середовища призводить до модуляції ліпідного профілю у гідробіонтів, що забезпечує підтримку їхньої життєдіяльності та виживання [22]. Особливістю метаболізму ліпідів у риб є значні коливання складу та інтенсивності на-

копичення жирів у організмі за впливу різних чинників [20]. Модифікації у складі ліпідів є компенсаторним механізмом, який забезпечує оптимальні функціональні можливості організму за різних умов. Характер розподілу загальних ліпідів у тканинах і органах риб залежить від виду, рухової активності, умов середовища, кормової бази, віку тощо [24].

Оскільки ліпіди зазнають швидкого розщеплення, повторного синтезу та взаємоперетворень у відповідь на зовнішні та внутрішні подразники, важливо одночасно аналізувати різні класи ліпідів у різних тканинах, щоб отримати чітке уявлення про зміни у метаболізмі ліпідів, спричинені забруднюючими речовинами [34].

Значні біохімічні зміни, пов'язані з вмістом жиру та жиркових компонентів, які викликані важкими металами, є більш небезпечними та можуть знизити плодючість, оскільки ліпіди відіграють важливу роль у розмноженні кісткових риб як джерело енергії та попередники стероїдів [34].

Аналіз отриманих результатів показав, що у стані активної життєдіяльності існує значна варіабельність загального вмісту ліпідів у тканинах досліджуваних прісноводних риб (табл. 1). За зростанням цього показника досліджуванні тканини можна розташувати в такому порядку: скелетні м'язи → зябра → печінка.

У зябрах досліджуваних видів риб загальний вміст ліпідів зазнавав достовірних змін лише за впливу 0,25 мг/дм³ іонів кобальту у щуки, де їх вміст — зменшувався на 39,4 % порівняно з контролем. Зябра є неспецифічною тканиною для запасання ліпідів, проте їхня кількість може зменшуватись у цій тканині за дії важких металів [14].

Печінка є важливим органом ліпідного обміну, де проходить синтез структурних ліпідів, а також процеси детоксикації у риб. Іони кобальту

Таблиця 1

Вміст загальних ліпідів у тканинах риб за дії іонів кобальту
(мг/г сирої тканини, $M \pm t$, $n = 5$)

Види риб	Контроль	0,1 мг/дм ³	0,25 мг/дм ³
Печінка			
Карась	17,84±1,13	22,85±0,99*	24,80±1,54*
Щука	49,84±4,83	53,49±2,99	47,24±4,56
Зябра			
Карась	19,84±0,83	19,35±1,53	21,34±0,92
Щука	19,55±0,77	20,31±1,58	11,84±0,77*
М'язи			
Карась	13,34±0,92	11,44±0,87*	8,46±0,63*
Щука	8,77±0,54	10,35±0,47	6,33±0,47*

Тут і в табл. 2—5: * — різниця вірогідна порівняно з контролем ($p < 0,05$).

можуть діяти як стресори, викликаючи окислювальний стрес і запускаючи компенсаторні метаболічні адаптації [18]. Отримані результати свідчать про дозозалежний характер впливу іонів кобальту на ліпідний склад печінки досліджуваних видів риб. Сумарний вміст ліпідів у печінці карася збільшився на 28,1 та 39,0 % відповідно при концентрації іонів кобальту 0,1 і 0,25 мг/дм³. У щуки було відмічено тенденцію до зростання даного показника за дії 0,1 мг/дм³ іонів кобальту та зменшення його — за впливу 0,25 мг/дм³. Збільшення кількості загальних ліпідів у печінці карася за дії обох концентрацій та у печінці щуки — за дії 0,1 мг/дм³, ймовірно, обумовлено активацією анаболічних процесів у цій тканині та мобілізацією ліпідів для адаптивних перебудов метаболізму [29].

Сумарний вміст ліпідів у м'язах карася достовірно знижувався за дії обох досліджуваних концентрацій іонів кобальту — відповідно на 14,2 і 36,6 % відносно контрольних значень. У м'язах щуки цей показник зменшився на 27,8 % лише за впливу 0,25 мг/дм³ іонів металу. Очевидно, що за інтоксикації іонами кобальту має місце перерозподіл ліпідних резервів між м'язами та печінкою. Крім того, зниження загального вмісту ліпідів у м'язах може бути зумовлено активацією іонами кобальту ліполізу та мобілізацією ліпідів як джерела енергії [4].

Отже, підвищені концентрації іонів кобальту призводили до перерозподілу та мобілізації ліпідних резервів, що передбачає також зміни їх фракційного складу у тканинах риб, для протидії токсичному чиннику.

Аналіз фракційного складу ліпідів. У результаті дослідження фракційного складу ліпідів зябер риб було виявлено підвищення вмісту фосфоліпідів (ФЛ) на 14,2 % за впливу 0,1 мг/дм³ іонів кобальту в щуки та на 19,6 і 27,3 % за дії обох концентрацій металу у карася (табл. 2). Такі зміни можна розглядати як адаптивну реакцію організму на підвищену концентрацію іонів кобальту, що призводить до структурних і функціональних змін біологічних мембран

За експозиції при обох концентраціях металу мала місце тенденція до зниження вмісту триацилгліцеролів (ТАГ) у зябрах обох видів риб, проте достовірними ці зміни були лише за дії 0,25 мг/дм³ іонів металу у зябрах щуки, коли частка ТАГ знижувалась на 22,8 %. Зниження вмісту ТАГ можна розглядати як адаптивну відповідь на вплив металу, тому що в стрес-умовах триацилгліцероли є універсальним джерелом енергії, необхідної для пом'якшення токсичної дії іонів металів [1].

Вміст холестеролу (ХЛ) знижувався у карася на 13,2 і 12,4 % та у щуки на 21,6 і 24,3 % відповідно при обох досліджуваних концентраціях іонів металу. Зменшення кількості цього компонента біліпідного шару та одночасне накопичення фосфоліпідів, ймовірно, сприяє збільшенню плинності біліпідного шару, що веде до зростання регуляторної активності інтегральних білків мембрани клітин зябер риб [38].

Зябра безпосередньо піддаються впливу металів, що може погіршити синтез ліпідів або ж посилити їх катаболізм. ТАГ і ХЛ можуть бути мобілізовані для того, щоб задовольнити енергетичні потреби або реагувати на структурні пошкодження, викликані окисним стресом [11]. Так,

за дії вищої концентрації металу ($0,25 \text{ мг/дм}^3$) спостерігалось достовірне зростання частки неестерифікованих жирних кислот (НЕЖК) у карася на 5,3 % та у щуки на 6,9 %, що, очевидно, зумовлено гідролізом ТАГ і ХЛ. Вміст моноацилгліцеролів (МАГ) та диацилгліцеролів (ДАГ) в зябрах риб практично не змінювався у дослідних групах щодо контролю за винятком зябер щуки, де за дії $0,25 \text{ мг/дм}^3$ іонів кобальту кількість ДАГ зростала, а частка МАГ знижувалася.

Аналіз результатів фракційного складу ліпідів печінки показав (табл. 3), що за впливу обох досліджуваних концентрацій кобальту у карася та за дії $0,25 \text{ мг/дм}^3$ іонів металу — у щуки встановлено достовірне зниження вмісту ФЛ відповідно на 16,7, 14,5 і 8,2 %. ФЛ є важливими складовими клітинної мембрани, і зниження їхнього вмісту може бути наслідком впливу металу на її архітектуру [34].

Також слід відмітити зменшення вмісту ТАГ у гепатоцитах карася за впливу $0,1 \text{ мг/дм}^3$ кобальту на 17,6 % та у щуки за концентрації $0,25 \text{ мг/дм}^3$ металу у воді на 25,2 %.

Опосередкованим підтвердженням деструкції ФЛ та ТАГ клітин печінки риб є загальна тенденція до накопичення кінцевих продуктів гідролізу цього процесу — НЕЖК та МАГ. Так, у карася і щуки за дії $0,25 \text{ мг/дм}^3$ іонів кобальту відмічено зростання частки НЕЖК відповідно на 5,1 та 15,5 %. Кількість МАГ зростала на 49,3 % за дії $0,1 \text{ мг/дм}^3$ у карася та на 39,0 і 91,7 % — за дії обох досліджуваних концентрацій іонів металу у щуки [33].

Таблиця 2

Фракційний склад неполярних ліпідів зябер риб за дії іонів кобальту
(%, $M \pm m$, $n = 5$)

Види риб	ТАГ	НЕЖК	ДАГ	ХЛ	МАГ	ФЛ
Карась						
Контроль	$20,18 \pm 0,28$	$36,97 \pm 0,22$	$7,90 \pm 0,34$	$12,20 \pm 0,45$	$6,64 \pm 0,51$	$16,12 \pm 0,47$
$0,1 \text{ мг/дм}^3$	$18,22 \pm 1,30$	$38,02 \pm 1,60$	$8,00 \pm 0,20$	$10,58 \pm 0,30^*$	$6,78 \pm 0,23$	$18,41 \pm 1,00^*$
$0,25 \text{ мг/дм}^3$	$19,02 \pm 0,46$	$38,93 \pm 0,58^*$	$7,96 \pm 0,27$	$10,69 \pm 0,28^*$	$6,91 \pm 0,07$	$16,49 \pm 0,15$
Щука						
Контроль	$20,98 \pm 0,41$	$34,36 \pm 0,31$	$2,57 \pm 0,15$	$13,38 \pm 0,24$	$4,68 \pm 0,46$	$24,03 \pm 0,93$
$0,1 \text{ мг/дм}^3$	$19,32 \pm 0,56$	$34,83 \pm 1,11$	$2,35 \pm 0,13$	$10,49 \pm 0,56^*$	$4,26 \pm 0,36$	$28,74 \pm 1,12^*$
$0,25 \text{ мг/дм}^3$	$16,20 \pm 0,43^*$	$36,72 \pm 1,10^*$	$3,17 \pm 0,17^*$	$10,13 \pm 0,38^*$	$3,20 \pm 0,11^*$	$30,59 \pm 1,11^*$

П р и м і т к а. ТАГ — триацилгліцероли; НЕЖК — неестерифіковані жирні кислоти; ДАГ — диацилгліцероли; ХЛ — холестерол; МАГ — моноацилгліцероли; ФЛ — фосфоліпіди.

Зміни частки ХЛ за дії іонів кобальту носять видоспецифічний характер. За впливу обох досліджуваних концентрацій металу в карася встановлено достовірне збільшення вмісту ХЛ відповідно на 30,3 та 23,8 %. Такі зміни концентрації даного ліпиду у печінці риби, ймовірно, необхідні для забезпечення зростання в'язкості ліпідного бішару мембрани, з метою зменшення його проникності для іонів Co^{2+} . Адже ХЛ є важливим компонентом клітинних мембран, що синтезується у відповідь на стресчинник для стабілізації їхньої структури та функціонування [10]. У щуки ж спостерігалось зменшення частки ХЛ на 23,6 % за дії 0,25 мг/дм³ металу.

Вивчення змін ліпідного спектру м'язів риби за дії іонів важких металів має важливе практичне значення, тому що риба є цінним харчовим продуктом [19]. Аналіз результатів показав, що сублетальні концентрації іонів кобальту суттєво впливають і на фракційний склад неполярних ліпідів у м'язах риби (табл. 4). За дії обох досліджуваних концентрацій металу у м'язах карася ми виявили зменшення вмісту ФЛ відповідно на 11,6 і 16,8 %.

Частка фосфоліпідів у м'язовій тканині щуки була вищою, ніж у інших тканинах риби, включно із м'язами карася. Водночас за дії 0,1 мг/дм³ кобальту у м'язах щуки спостерігалось зростання вмісту ФЛ на 7,3 %. Також відмічено зниження кількості ДАГ на 43,6 та 35,3 % відповідно за дії 0,1 мг/дм³ і 0,25 мг/дм³. Ознакою ліполізу та перерозподілу ліпідних ресурсів є зменшення кількості ТАГ у карася на 8,6 % за дії 0,1 мг/дм³ кобальту та у щуки — на 15,3 і 9,1 % за впливу обох підвищених концентрацій металу у воді. Підтвердженням даного процесу є також зростання частки НЕЖК у риби, як продуктів ферментативного гідролізу зазначених

Таблиця 3

Фракційний склад неполярних ліпідів печінки риби за дії іонів кобальту
(%, $M \pm m$, $n = 5$)

Види риби	ТАГ	НЕЖК	ДАГ	ХЛ	МАГ	ФЛ
Карась						
Контроль	17,98± 1,01	41,22± 1,43	2,33± 0,21	8,32± 0,69	5,94± 0,41	24,22± 0,59
0,1 мг/дм ³	14,81± 0,74*	42,84± 0,80	2,47± 0,12	10,84± 0,43*	8,87± 0,86*	20,17± 0,76*
0,25 мг/дм ³	17,87± 0,31	43,30± 0,62	2,12± 0,05	10,30± 0,64*	5,69± 0,55	20,71± 1,06*
Щука						
Контроль	21,00± 2,05	44,17± 0,80	1,88± 0,10	5,98± 0,57	2,05± 0,13	24,92± 2,22
0,1 мг/дм ³	21,32± 2,13	42,20± 0,93	1,95± 0,19	5,46± 0,36	2,86± 0,28	26,22± 1,56
0,25 мг/дм ³	15,71± 1,02*	51,00± 2,00*	1,91± 0,03	4,56± 0,45	3,93± 0,31*	22,88± 1,12

вище ліпідів (ФЛ і ТАГ). Вміст НЕЖК у карася зростав за дії 0,1 мг/дм³ та 0,25 мг/дм³ іонів Co²⁺ відповідно на 25,1 і 22,6 %, у щуки за впливу вищої концентрації токсиканту — на 8,3 %. Водночас слід зазначити зменшення рівня МАГ у м'язах карася на 20,1 % за дії 0,25 мг/дм³ металу.

Підвищення активності ліпази може призвести до зниження загального вмісту ліпідів і збільшення вмісту НЕЖК з метою використання їх як енергетичних ресурсів для пом'якшення стану токсичного стресу, викликаного впливом металу. Так, у тканинах лабіринтових риб (*Anabas testudineus*) відмічалось зниження рівня ліпідів і збільшення рівня НЕЖК за впливу пестицидів і важких металів на організм [34].

Зміни вмісту ХЛ у м'язах риб за інтоксикації іонами кобальту мали насамперед видову специфіку. Так, мало місце підвищення частки ХЛ у карася на 14,7 % за впливу 0,1 мг/дм³ металу та зниження концентрації цього стеролу у м'язах щуки на 33,8 та 33,4 % щодо контролю при обох концентраціях іонів кобальту у воді.

Згідно результатів досліджень авторів [26], іони кобальту змінювали метаболізм стеролів у мідії *M. galloprovincialis*. Ці зміни залежали від концентрації іонів кобальту та забезпечували зниження шкідливого впливу іонів цього металу. Відомо, що ХЛ, як стерол зі специфічною структурою, знижує проникність клітинної мембрани [26].

Співвідношення холестеролу до фосфоліпідів у тканинах карася та щуки. Певні регуляторні механізми клітини контролюють плинність мембран шляхом зміни співвідношення окремих класів ліпідів. Підвищення вмісту холестеролу в клітинних мембранах підвищує температуру плавлення їхнього фосфоліпідного бішару [1]. При цьому співвідношен-

Таблиця 4

Фракційний склад неполярних ліпідів м'язів риб за дії іонів кобальту
(%, $M \pm m$, $n = 5$)

Види риб	ТАГ	НЕЖК	ДАГ	ХЛ	МАГ	ФЛ
Карась						
Контроль	31,56± 0,74	22,95± 1,49	2,65± 0,11	6,02± 0,15	5,86± 0,23	30,97± 1,75
0,1 мг/дм ³	28,83± 0,85*	28,70± 0,45*	2,51± 0,15	6,91± 0,24*	5,67± 0,30	27,38± 0,87*
0,25 мг/дм ³	32,53± 0,36	28,14± 0,44*	2,61± 0,09	6,27± 0,35	4,68± 0,21*	25,78± 0,78*
Щука						
Контроль	17,96± 0,47	21,68± 0,51	2,01± 0,06	3,25± 0,05	1,95± 0,13	53,15± 1,35
0,1 мг/дм ³	15,21± 0,34*	22,65± 1,33	1,13± 0,06*	2,15± 0,11*	1,83± 0,11	57,02± 1,30*
0,25 мг/дм ³	16,32± 0,32*	23,47± 0,43*	1,30± 0,09*	2,17± 0,09*	2,04± 0,15	54,70± 0,90

ня холестерол/фосфоліпіди в тканинах риб змінюється залежно від виду, а також типу тканини і є важливим показником текучості мембрани, що характеризує стан організму і його здатність адаптуватися до змін у навколишньому середовищі. Численні функції клітинних мембран залежать від їхньої плинності, а плинність, у свою чергу, залежить від співвідношення фосфоліпідів і холестеролу [38].

Аналіз результатів показав (табл. 5), що у зябрах досліджуваних видів риб мало місце зниження співвідношення ХЛ/ФЛ за дії 0,1 і 0,25 мг/дм³ іонів кобальту на 24,0 і 14,3 % у карася та на 34,4 і 40,5 % у щуки.

Зябра обох видів риб безпосередньо піддаються впливу іонів кобальту, а їхня роль у диханні та іонорегуляції забезпечує подібну адаптивну відповідь, що призводить до зниження співвідношення ХЛ/ФЛ. За впливу обох досліджуваних концентрацій іонів кобальту у карася даний показник достовірно зростав відповідно на 58,8 і 47,1 % у печінці та на 31,6 і 26,3 % у м'язах, що можна розглядати як адаптивну відповідь на зростання кількості металу у водному середовищі. Із літератури відомо, що збільшення співвідношення ХЛ/ФЛ призводить до ущільнення плазматичної мембрани [27], модуляції активності мембран-зв'язаних ферментів [8] та зменшення проникності її для іонів металів [16].

У тканинах щуки, навпаки, спостерігалось зменшення співвідношення ХЛ/ФЛ на 12,5 і 16,7 % у печінці та на 33,3 % у м'язах за дії металу у концентрації 0,1 і 0,25 мг/дм³. Одержані дані вказують на збільшення плинності мембран у тканинах риб та регулятивної активності фосфоліпідів у їхньому складі [32].

Відмінності у ліпідних профілях печінки та м'язів між карасем і щукою відображають метаболічні особливості окремих видів риб та їхню різну реакцію на стрес, викликаний кобальтом. Організм карася є більш толерантним до стресових чинників навколишнього водного середовища і реалізує стратегію накопичення ХЛ в печінці та м'язах для стабілізації

Таблиця 5

Співвідношення холестеролу та фосфоліпідів у тканинах риб за дії іонів кобальту ($M \pm m$, $n = 5$)

Види риб	Контроль	0,1 мг/дм ³	0,25 мг/дм ³
Печінка			
Карась	0,35±0,04	0,54±0,04*	0,50±0,04*
Щука	0,28±0,05	0,23±0,03	0,20±0,02
Зябра			
Карась	0,76±0,04	0,58±0,04*	0,65±0,02*
Щука	0,55±0,03	0,34±0,02*	0,33±0,03*
М'язи			
Карась	0,20±0,02	0,25±0,01*	0,24±0,01*
Щука	0,063±0,003	0,037±0,002*	0,040±0,002*

мембран і боротьби зі стресом. У щуки, як хижака з вищою швидкістю метаболізму, відмічається посилений розпад ХЛ для продукування енергії.

Висновки

Таким чином, зміни в ліпідному профілі тканин риб залежать насамперед від виду риб, концентрації іонів кобальту у воді та часу експозиції. Ймовірно, ці зміни пов'язані з поєднанням окислювального стресу та адаптаційних реакцій на індуковану металом токсичність.

За дії іонів кобальту відмічено загальну тенденцію до зростання загальної кількості ліпідів у печінці риб та її зниження у м'язах, що зумовлено перерозподілом ліпідних резервів.

У печінці риб зміни фракційного складу ліпідів за дії іонів Co^{2+} були різноспрямованими і мали видову специфіку. Відмічено зменшення частки фосфоліпідів і триацилгліцеролів, зростання вмісту холестеролу та продуктів гідролізу ліпідів (моно-, диацилгліцеролів та неестерифікованих жирних кислот).

Зміни в ліпідних профілях зябер були більш відчутними у щуки, особливо за високих концентрацій іонів кобальту ($0,25 \text{ мг/дм}^3$): зростання відсоткового вмісту фосфоліпідів, неестерифікованих жирних кислот, диацилгліцеролів та зниження — холестеролу, триацилгліцеролів та моноацилгліцеролів. У зябрах карася відмічено зниження кількості холестеролу та тенденцію до зростання продуктів гідролізу ліпідів — моноацилгліцеролів та неестерифікованих жирних кислот.

Зміни вмісту неполярних ліпідів у м'язах риб за інтоксикації іонами кобальту мали спільні тенденції: зниження вмісту триацилгліцеролів та зростання частки неестерифікованих жирних кислот. У м'язах щуки було відмічено також зниження частки холестеролу та диацилгліцеролів, а у карася — зниження фосфоліпідів за обох концентрацій та моноацилгліцеролів — за $0,25 \text{ мг/дм}^3$ іонів кобальту.

Співвідношення холестерол/фосфоліпіди у тканинах риб за дії іонів кобальту залежно від виду риб та типу тканини. У зябрах риб мало місце зниження співвідношення ХЛ/ФЛ за дії обох концентрацій металу як у карася, так і у щуки. За впливу іонів кобальту у печінці та м'язах у карася даний показник достовірно зростає, що призводило до ущільнення плазматичної мембрани та зменшення проникності її для іонів металів.

Список використаної літератури

1. Грициняк І.І., Смолянінов К.Б., Янович В.Г. Обмін ліпідів у риб. Львів: Тріада плюс. 2010. 338 с.
2. Курант В.З., Хоменчук В.О., Марків В.С., Вовчек Н.О. Вміст кобальту в прісних поверхневих водах та його біологічна роль в організмі риб. Тернопільські біологічні читання — Ternopil Bioscience — 2022 : матеріали V Міжнар. наук.-практ. конф. (18—19 квіт. 2022 р., м. Тернопіль). Тернопіль: Вектор, 2022. С. 72—75.
3. Марків В.С., Вовчек Н.О. Кобальт у водних екосистемах: форми знаходження, біологічне значення та токсичність для риб. *Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Серія: Біологія*. 2024. Т. 84, № 2. С. 58—73. URL: <https://doi.org/10.25128/2078-2357.24.2.7>
4. Марків В.С., Хоменчук В.О., Іваніцький Б.О., Курант В.З. Особливості вмісту ліпідів в тканинах щуки за дії підвищених концентрацій іонів кобальту (II). *Сучасні ISSN 0375-8990. Гідробіологічний журнал*. 2025. 61(4)

проблеми біології, екології та хімії : матеріали VII Міжнар. наук.-практ. конф. (25—27 квіт. 2024 р., м. Запоріжжя). Запоріжжя: Поліграфічний центр «СоруАрт», 2024. С. 32—34.

5. Поліщук В.М., Поліщук С.А., Цехмістренко С.І. Органо-тканинні особливості вмісту загальних ліпідів у прісноводних мирних видів риб. *Proceed. 7th Intern. Sci. and Pract. Conf. «Scientific Community: Interdisciplinary Research»*. 2024. С. 297—300. URL: <http://rep.btsau.edu.ua/handle/BNAU/11464>

6. Alkan N. Alkan A, Gedik K, Fisher A. Assessment of metal concentrations in commercially important fish species in Black Sea. *Toxicol. Industr. Health*. 2013. Vol. 32, N 3. P. 447—456. URL: <https://doi.org/10.1177/0748233713502840>

7. Amenta J.S. A rapid chemical method for quantification of lipids separated by thin-layer chromatography. *J. Lipid Res*. 1964. Vol. 5, N 2. P. 270—272. URL: [https://doi.org/10.1016/s0022-2275\(20\)40251-2](https://doi.org/10.1016/s0022-2275(20)40251-2)

8. Bastiaanse E. The effect of membrane cholesterol content on ion transport processes in plasma membranes. *Cardiovascular Res*. 1997. Vol. 33, N 2. P. 272—283. URL: [https://doi.org/10.1016/s0008-6363\(96\)00193-9](https://doi.org/10.1016/s0008-6363(96)00193-9)

9. Blust R. 6 – Cobalt. *Fish Physiology*. Acad. Press: Cambridge, MA, USA. 2012. Vol. 31. P. 291—326. [https://doi.org/10.1016/S1546-5098\(11\)31006-0](https://doi.org/10.1016/S1546-5098(11)31006-0)

10. Brown D.A., London E. Structure and Function of Sphingolipid- and Cholesterol-rich Membrane Rafts. *Journal of Biological Chemistry*. 2000. Vol. 275, N 23. P. 17221—17224. URL: <https://doi.org/10.1074/jbc.r000005200>

11. Chelomin V.P., Belcheva N.N. Alterations of microsomal lipid synthesis in gill cells of bivalve mollusc *Mizuhopecten yessoensis* in response to cadmium accumulation. *Comparative Biochem. Physiol. Part C: Comparative Pharmacology*. 1991. Vol. 99, N 1—2. P. 1—5. URL: [https://doi.org/10.1016/0742-8413\(91\)90065-2](https://doi.org/10.1016/0742-8413(91)90065-2)

12. Fawzy M.A. Hifney A.F., Adam M.S., Al-Badaani A.A. Biosorption of cobalt and its effect on growth and metabolites of *Synechocystis pevalekii* and *Scenedesmus bernardii*: Isothermal analysis. *Environ. Technol. & Innovat.* 2020. Vol. 19. P. 100953. URL: <https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.100953>

13. Folch J., Lees M., Stanley G. H. S. A simple method for the isolation and purification of total lipides from animal tissues. *J. Biol. Chem*. 1957. Vol. 226, N 1. P. 497—509. URL: [https://doi.org/10.1016/s0021-9258\(18\)64849-5](https://doi.org/10.1016/s0021-9258(18)64849-5)

14. Garg S., Gupta R.K., Jain K.L. Sublethal effects of heavy metals on biochemical composition and their recovery in Indian major carps. *J. Hazard. Materials*. 2009. Vol. 163, N 2—3. P. 1369—1384. URL: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.07.118>

15. Genchi G., Lauria G., Catalano A. et al. Prevalence of cobalt in the environment and its role in biological processes. *Biology*. 2023. Vol. 12, N 10. P. 1335. URL: <https://doi.org/10.3390/biology12101335>

16. Gulik-Krzywicki T. Structural studies of the associations between biological membrane components. *Biochimica et Biophysica Acta (BBA) — Reviews on Biomembranes*. 1975. Vol. 415, N 1. P. 1—28. URL: [https://doi.org/10.1016/0304-4157\(75\)90015-5](https://doi.org/10.1016/0304-4157(75)90015-5)

17. Hermenean A., Damache G., Albu P. et al. Histopathological alterations and oxidative stress in liver and kidney of *Leuciscus cephalus* following exposure to heavy metals in the Tur River, North Western Romania. *Ecotoxic. Environ. Safety*. 2015. Vol. 119. P. 198—205. URL: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.05.029>

18. Ipsen D.H., Lykkesfeldt J., Tveden-Nyborg P. Molecular mechanisms of hepatic lipid accumulation in non-alcoholic fatty liver disease. *Cellular and Molecular Life Sciences*. 2018. Vol. 75, N 18. P. 3313—3327. URL: <https://doi.org/10.1007/s00018-018-2860-6>

19. Jovičić K., Djikanović V., Santrač I. et al. Effects of trace elements on the fatty acid composition in danubian fish species. *Animals*. 2024. Vol. 14, N 6. P. 954. URL: <https://doi.org/10.3390/ani14060954>

20. Kaçar S., Başhan M., Oymak S. A. Effect of seasonal variation on lipid and fatty acid profile in muscle tissue of male and female *Silurus triostegus*. *J. Food Sci. Technol*. 2016. Vol. 53, N 7. P. 2913—2922. URL: <https://doi.org/10.1007/s13197-016-2253-5>

21. Kates M. *Techniques of Lipidology: Isolation, Analysis and Identification of Lipids*. North-Holland Publishing Company. 1972. 342 p.
22. Khomenchuk V.O., Lyavrin B.Z., Rabchenyuk O.O., Kurant V.Z. Lipid metabolism in the body of fish under the action of the environmental aquatic factors. *Scientific Issue Ternopil Volodymyr Hnatiuk National Pedagogical University. Series: Biology*. 2020. T. 80, № 3-4. P. 126—138. URL: <https://doi.org/10.25128/2078-2357.20.3-4.16>
23. Kubrak O.I., Husak V.V., Rovenko B.M. et al. Cobalt-induced oxidative stress in brain, liver and kidney of goldfish *Carassius auratus*. *Chemosphere*. 2011. Vol. 85, N 6. P. 983—989. URL: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.06.078>
24. Leng X., Zhou H., Tan Q. et al. Integrated metabolomic and transcriptomic analyses suggest that high dietary lipid levels facilitate ovary development through the enhanced arachidonic acid metabolism, cholesterol biosynthesis and steroid hormone synthesis in Chinese sturgeon (*Acipenser sinensis*). *British Journal of Nutrition*. 2019. Vol. 122, N 11. P. 1230—1241. URL: <https://doi.org/10.1017/s0007114519002010>.
25. Nasri F., Heydarnejad S., Nematollahi A. Sublethal cobalt toxicity effects on rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Croatian J. Fisheries*. 2019. Vol. 77 (4). P. 243—252. URL: <https://doi.org/10.2478/cjf-2019-0018>
26. Nechev J., Stefanov K., Popov S. Effect of cobalt ions on lipid and sterol metabolism in the marine invertebrates *Mytilus galloprovincialis* and *Actinia equina*. *Compar. Biochem. Physiol. Part A: Molecular & Integrative Physiology*. 2006. Vol. 144, N 1. P. 112—118. URL: <https://doi.org/10.1016/j.cbpa.2006.02.022>
27. Pöhl M., Trollmann M.F.W., Böckmann R.A. Nonuniversal impact of cholesterol on membranes mobility, curvature sensing and elasticity. *Nature Communications*. 2023. Vol. 14, N 1. URL: <https://doi.org/10.1038/s41467-023-43892-x>
28. Rabcheniuk O.O., Khomenchuk V.O., Senyk Yu.I., Kurant V.Z. Lipid metabolism in carp and pike under impact of Fe (III) ions. *Hydrobiol. J.* 2019. Vol. 55, N 1. P. 66—74. URL: <https://doi.org/10.1615/hydrobj.v55.i1.70>
29. Rajamanickam V. Effect of heavy metals on the level of vitamin E, total lipid and glycogen reserves in the liver of common carp (*Cyprinus carpio* L.). *Maejo Intern. J. Sci. Technol.* 2008. Vol. 2. P. 391—399.
30. Shahjahan M., Taslima K., Rahman M. S. et al. Effects of heavy metals on fish physiology — A review. *Chemosphere*. 2022. Vol. 300. P. 134519. URL: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134519>
31. Sheridan M.A. Lipid dynamics in fish: aspects of absorption, transportation, deposition and mobilization. *Compar. Biochem. Physiol. Part B: Comparative Biochemistry*. 1988. Vol. 90, N 4. P. 679—690. URL: [https://doi.org/10.1016/0305-0491\(88\)90322-7](https://doi.org/10.1016/0305-0491(88)90322-7)
32. Somerharju P., Virtanen J.A., Cheng K.H. Lateral organisation of membrane lipids. The superlattice view. *Biochim. Biophys. Acta*. 1999., Vol. 1440 (1). P. 32—48. [https://doi.org/10.1016/S1388-1981\(99\)00106-7](https://doi.org/10.1016/S1388-1981(99)00106-7)
33. Toker A. Phosphoinositides and signal transduction. *Cellular and Molecular Life Sciences (CMLS)*. 2002. Vol. 59, N 5. P. 761—779. URL: <https://doi.org/10.1007/s00018-002-8465-z>.
34. Tulasi S.J., Reddy P.U.M., Ramana Rao J.V. Accumulation of lead and effects on total lipids and lipid derivatives in the freshwater fish *Anabas testudineus* (Bloch). *Ecotoxicol. Environ. Safety*. 1992. Vol. 23, N 1. P. 33—38. URL: [https://doi.org/10.1016/0147-6513\(92\)90019-y](https://doi.org/10.1016/0147-6513(92)90019-y)
35. Vaskovsky V.E., Kostetsky E.Y., Vasendin I.M. A universal reagent for phospholipid analysis. *J. Chromatography A*. 1975. Vol. 114, N 1. P. 129—141. URL: [https://doi.org/10.1016/s0021-9673\(00\)85249-8](https://doi.org/10.1016/s0021-9673(00)85249-8)
36. Wang Y., Noman A., Zhang C. et al. Effect of fish-heavy metals contamination on the generation of reactive oxygen species and its implications on human health: a review. *Frontiers in Marine Science*. 2024. Vol. 11. URL: <https://doi.org/10.3389/fmars.2024.1500870>

37. Weber P., Behr E. R., Knorr C. De L. et al. Metals in the water, sediment, and tissues of two fish species from different trophic levels in a subtropical Brazilian river. *Microchem. J.* 2013. Vol. 106. P. 61—66. URL: <https://doi.org/10.1016/j.microc.2012.05.004>

38. Zhang Y., Li Q., Dong M., Han X. Effect of cholesterol on the fluidity of supported lipid bilayers. *Colloids and Surfaces B: Biointerfaces*. 2020. Vol. 196. P. 111353. URL: <https://doi.org/10.1016/j.colsurfb.2020.111353>

Надійшла 12.02.2025

V.S. Markiv, PhD student,
Volodymyr Hnatiuk Ternopil National Pedagogical University,
M. Kryvonosa, St. 2, Ternopil, 46027, Ukraine
e-mail: vitya.marktwen@gmail.com
ORCID: 0000-0003-1294-7827

V.O. Khomenchuk, PhD (Biol.), Assistant Prof.,
Volodymyr Hnatiuk Ternopil National Pedagogical University
M. Kryvonosa, St. 2, Ternopil, 46027, Ukraine,
e-mail: khomenchuk@tnpu.edu.ua
ORCID: 0000-0003-0500-6754

V.Z. Kurant, Dr. Sci. (Biol.), Prof.,
Volodymyr Hnatiuk Ternopil National Pedagogical University
M. Kryvonosa, St. 2, Ternopil, 46027, Ukraine,
e-mail: kurant@tnpu.edu.ua
ORCID: 0000-0002-3349-046X

INFLUENCE OF ELEVATED CONCENTRATIONS OF COBALT IONS ON THE CONTENT OF NON-POLAR LIPIDS IN FRESHWATER FISH TISSUES

The content of total lipids and their individual non-polar fractions in the gills, liver, and muscles of crucian carp (*Carassius gibelio* Bloch.) and pike (*Esox lucius* L.) under the influence of 0.1 mg/dm³ and 0.25 mg/dm³ cobalt ions was studied. It has been established that the dynamics of the lipid profile in fish tissues under toxic influence depend on the nature and concentration of the metal in the water, and also has species and tissue specificity. A general trend towards an increase in the content of total lipids in the liver of fish and their decrease in the muscles was noted, which is due to the redistribution of lipid reserves. In the liver of fish, a decrease in the proportion of phospholipids and triacylglycerols, an increase in the content of cholesterol and lipid hydrolysis products was detected. Changes in gill lipid profiles were more pronounced in pike, especially at high concentrations of cobalt ions (0.25 mg/dm³). Changes in the content of nonpolar lipids in fish muscles during intoxication with cobalt ions had common trends: a decrease in the content of triacylglycerols and an increase in the proportion of non-esterified fatty acids. Both in crucian carp and in pike, there was a decrease in the cholesterol/phospholipid ratio in the gills under the influence of both concentrations of cobalt ions, while in the liver and muscles this indicator significantly increased only in crucian carp.

Key words: crucian carp, pike, lipids, cobalt.

УДК 001.892:628.1:62-757.5

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

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

ЕКСПРЕС-ОЦІНКА РОЗВИТКУ ОБРОСТАНЬ У ТЕХНІЧНИХ СИСТЕМАХ ТА В ЕКСПЕРИМЕНТАЛЬНИХ УМОВАХ

Розглянуто нові методичні підходи до оцінки розвитку угруповань перифітону, що створюють обростання в технічних системах водопостачання, а також для оцінок ефективності необростаючих властивостей експериментальних захисних покриттів. Проведено аналіз результатів досліджень експериментальних субстратів в затоці Канівського водосховища (р. Дніпро). Введено поняття формули обростань, що дозволило уніфікувати опис та характеристику обростань в певних умовах. Запропоновані методичні прийоми можуть бути використані в гідробіологічному моніторингу техноекосистем, в експериментальних дослідженнях стосовно різних заходів обмеження обростання.

Ключові слова: перифітон, обростання, експериментальні субстрати, формула обростання, антиобростаючі покриття, техноекосистема.

Проблема обростання гідроспоруд, плавзасобів, систем водопостачання та водопідготовки добре відома в прикладній і технічній гідробіології [3—6, 8]. У плані розроблення цієї проблеми можна виділити кілька напрямів і ключових питань. Їх можна сформулювати таким чином:

- оцінка кількісного розвитку, динаміки формування угруповань;
- виявлення біотичних взаємодій у біоценозах, толерантності тих чи інших організмів, що обростають до факторів середовища, включно з факторами, пов'язаними з експлуатацією технічних систем;

Ц и т у в а н н я: Протасов О.О., Морозовська І.О. Експрес-оцінка розвитку обростань в технічних системах та в експериментальних умовах. *Гідробіол. журн.* 2025. Т. 61, № 4. С. 87—98.

— розроблення заходів з контролю за обростанням, зниження інтенсивності обростання як окремими гідробіонтами, так і розвитком цілісних біоценозів;

— розроблення методів і заходів щодо підвищення біопозитивних ефектів (інтенсифікація процесів самоочищення, отримання біоресурсів) завдяки діяльності організмів обростання;

— розроблення методів гідробіологічних досліджень, а також практичних експрес-методів оцінки якісних і кількісних характеристик обростання як у природних умовах, так і в умовах техноекосистем.

Дослідження організмів і угруповань перифітону як окремого еколого-топічного угруповання гідробіонтів, а також обростання як технічного явища взаємодії техноекосистем з гідробіонтами мають досить довгу історію [2, 6].

Методи дослідження обростання різноманітні [1, 11], проте вони досить трудомісткі та вимагають достатньої кваліфікації фахівців, тоді як на практиці існує необхідність швидкої та адекватної оцінки розвитку обростання, що може бути корисним для розв'язання завдань, зазначених вище. Наш багаторічний досвід взаємодії гідробіологів і практиків у галузях енергетики та водопостачання показав, що існує необхідність розроблення досить простих і ефективних інформативних методів оцінки обростання за відсутності у технічних працівників базових гідробіологічних знань. Крім того, в гідробіологічних дослідженнях часто необхідно провести попередній експрес-аналіз перед більш детальним, поглибленим гідробіологічним вивченням.

Метою даної роботи було розробити метод експрес-оцінки розвитку обростання в різних умовах, включно з оцінкою ефективності заходів зі зниження негативного впливу обростань.

Матеріал і методика досліджень

Як матеріал для розробки методичних підходів було взято дані досліджень 2024 р. на Канівському водосховищі. Дослідження проводили в одній із заток водосховища нижче за течією від м. Києва, у районі острова Водників (50°20'28.78"С, 30°35'21.56"В).

Згідно з нашими попередніми даними, вініпласт в якості субстрату для експериментів можна використовувати як контрольний, тому що на ньому було зареєстровано найбільш інтенсивний розвиток обростання [7, 9, 10]. Субстратом з найбільш антиобростаючими властивостями була оцинкована сталь (далі — цинк), тому в даному експерименті ми використали ці субстрати. Крім того у 2024 р. були використані субстрати з антиобростаючим покриттям, з вмістом у основній фарбі ПФ 115П ундеценової кислоти 7 % (Und7%)¹, а також субстрати, покриті чистою (без домішок) фарбою ПФ115П.

¹ Розробка Інституту біоорганічної хімії та нафтохімії ім. В.П. Кухаря НАН України, отриманий матеріал випробувань більш ретельно обробляється.

Постановка стендів була проведена 24 травня 2024 р., зйомка — на 31-, 61-, 91-шу, 118-ту та 178-му добу. Температура води коливалася від 7,5 °С (у листопаді) до 28,6 °С (у липні).

Стенд для експонування пластин являв собою металеву рамку розміром 40×40 см з клітинками розміром 10×10 см, в кожній з яких було закріплено по три експериментальних субстрата розміром 2,5×8 см. На стенд субстрати вивішували з борту баржі, у вертикальній орієнтації. Фотофіксацію та відбір проб проводили з обох сторін субстрату: з затемненої сторони (в бік тіні від баржі, сторона субстрату А) та зі світлої сторони (сторона Б). В одному ряду стенда для кожного типу субстрата було по 12 пронумерованих пластин.

Для статистичних обрахунків та графічного представлення даних використовували програмний пакет Microsoft Excel.

Результати досліджень та їх обговорення

Першим кроком оцінки розвитку обростання має бути візуальний огляд з подальшим описом. Він може проводитись як на натурному матеріалі в польових умовах або в умовах систем водопостачання, так і після огляду за фотознімками (рис. 1—3). Наявність фотографій обростань має бути обов'язковою для протоколу оцінки обростання як біологічних перешкод.

У попередніх дослідженнях [7, 9, 10] ми використовували вербальну схему опису обростання. Наприклад, обростання, що формувалися на експериментальних субстратах на вініпласті та Und7% (див. рис. 2, 3) можна описати наступним чином (табл. 1).

Як видно з таблиці, сам опис досить громіздкий і не уніфікований, проте несе досить багато інформації і має бути використаний для протоколів опису оцінки обростання. Для уніфікації та спрощення опису ми пропонуємо використовувати формулу обростання (FF). Ця формула включає в себе загальну кількісну оцінку обростання в балах, частку по-

Таблиця 1

Оцінка обростання на експериментальних субстратах

Назви субстратів	Експозиція, доба	Характер обростання
Вініпласт	31	Поодинокі організми не більше 1—5 мм
Вініпласт	91	Щітки дрейсени з покриттям 70 %, колонії мохуватки — 20 % покриття
Вініпласт	178	Суцільне тривимірне покриття щітками дрейсени 95 %
Und7%	31	Поодинокі окремі організми розміром не більше 1—5 мм
Und7%	91	Друзи дрейсени, 55 % покриття, мохуватка — 40 %
Und7%	178	Тришарове покриття дрейсною, 98 %, окремі колонії мохуватки — 5 %

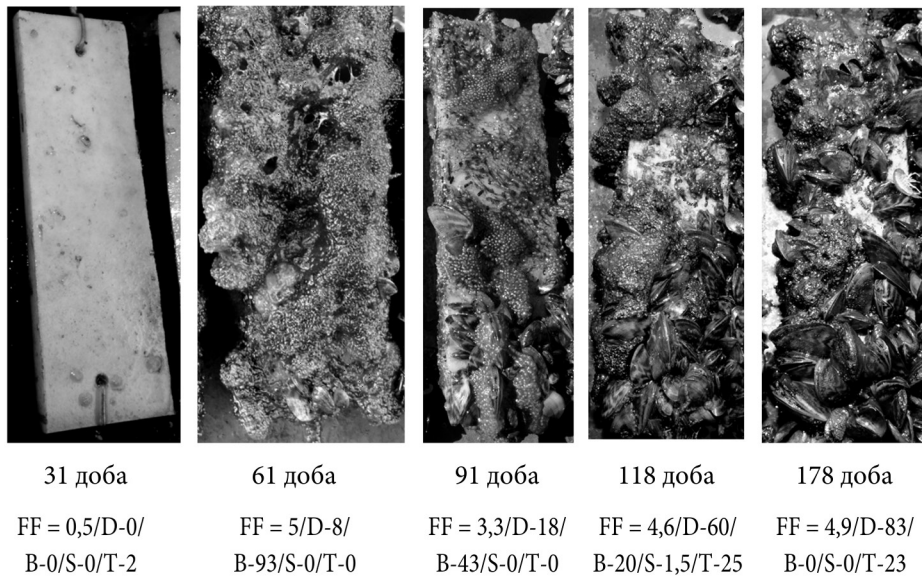


Рис. 1. Загальний габітус і динаміка обростання організмами перифітону субстрата з вініпласту, субстрат № 11

криття субстрату основними організмами. Оцінка в балах проводиться за 5-бальною шкалою:

1 бал — окремі організми, не більше 1—5 мм за розміром, покриття субстрату до 5 %,

2 бали — незімкнуте, плямисте обростання, окремі колонії, покриття 6—20 %,

3 бали — одношарові колонії, одноярусні поселення, групи колоній, покриття 20—50 %,

4 бали — масивні колонії, двовимірні обростання з колоній і скупчення організмів (наприклад, щітки дрейсени), покриття субстрату 51—100 %,

5 балів — суцільне тривимірне масивне обростання з окремих організмів та колоній.

Застосовували цілі і дробові величини оцінок, наприклад, при дуже слабкому обростанні — 0,1—0,5 бали, при не повністю покритому субстраті — 4,8 бали. Також дробові оцінки можуть бути наслідком усереднення результатів оцінки обростання декількох пластин.

У формулах (див. рис. 1—3) надано інформацію про склад основних груп гідробіонтів та оцінку кількісного розвитку обростання. Наприклад, на вініпласті (див. рис. 2) при експозиції 31 доба рясність/інтенсивність обростання оцінено в 0,5 балів, а на 118-ту добу — 5 балів. Слід зазначити, що порівняння субстратів демонструє нерівномірність розвитку обростання, так на фото 1 на субстраті, що експонувався 61 добу, відмічено живі тривимірні колонії мохуваток, а на іншому субстраті (див. рис. 2) зареєстровано тільки рештки колоній мохуваток, що свідчить про те, що

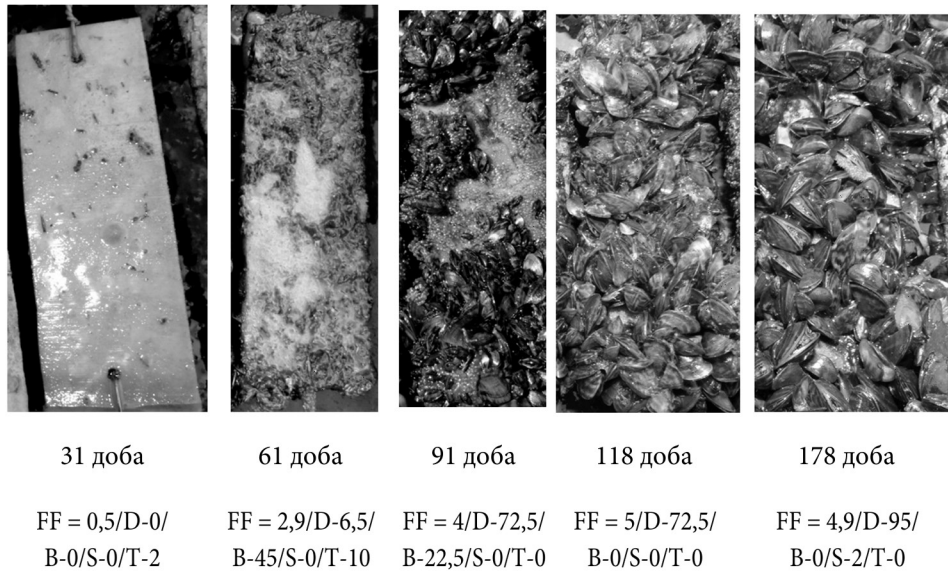


Рис. 2. Загальний габітус і динаміка обростання організмами перифітону субстрата з вініпласту, субстрат № 12

пік розвитку мохуваток до другої декади липня в цьому році практично пройшов, живі колонії залишилися на окремих субстратах.

Попередні дослідження показали, що основними організмами, що формують обростання на субстратах є: дрейсеніди двох видів (*Dreissenidae*, D), мохуватки (*Bryozoa*, B), губки (*Spongia*, S), рухомі форми (*Oligochaeta*, *Chironomidae*, O-Ch), ракоподібні (*Gammaridae*, *Corophiidae*, G-C), черевоногі молюски (*Gastropoda*, G), також зустрічаються рештки організмів, детрит (T).

Наприклад, на 61-шу добу покриття мохуваткою досягало 90 %, а на 118-ту добу — лише 20 %, рештки колоній складали детритні маси (10 %) (див. рис. 3).

Отже, за допомогою короткої формули ми можемо як якісно, так певною мірою і кількісно оцінити обростання експериментальних субстратів. Як було встановлено нами [7], між бальною оцінкою та біомасою є значна кореляція (рис. 4).

Отримана залежність показує, що з кожним балом практично на порядок збільшується біомаса, тобто бальна оцінка — це є адекватна кількісна оцінка розвитку обростання.

Експозиція на ЕС проводилася в таких умовах, що вертикальні субстрати були більш освітлені з одного боку і менш освітлені з другого боку, тому що затінялися бортом баржі, на якій було закріплено стенд. За допомогою бальної оцінки можна зробити оцінку впливу цих біотопічних відмінностей (табл. 2).

Як видно з таблиці 2, обростання на темній стороні в більшості випадків було дещо більшим, як на світлій стороні. Так, на 178-му добу на

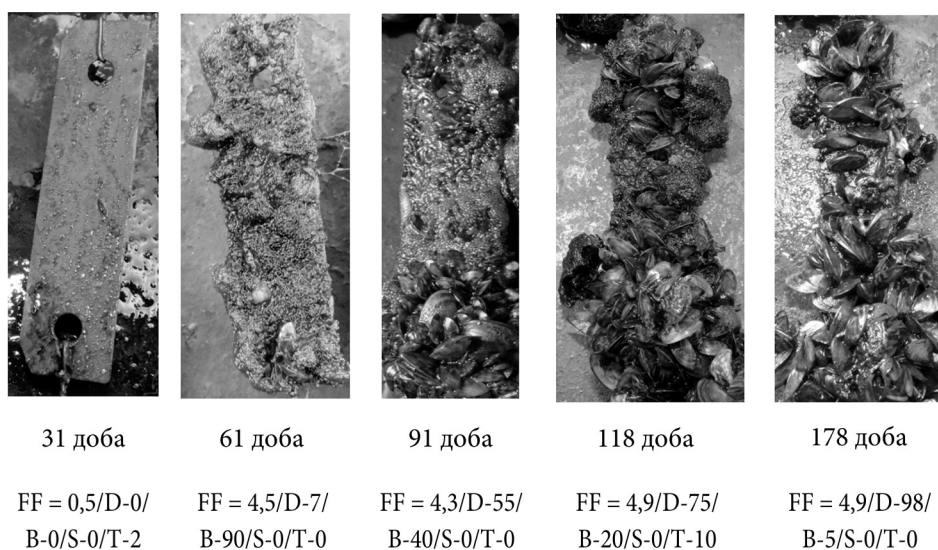


Рис. 3. Динаміка обростання організмами субстрату на покритті з вмістом ундеценової кислоти (Und7%)

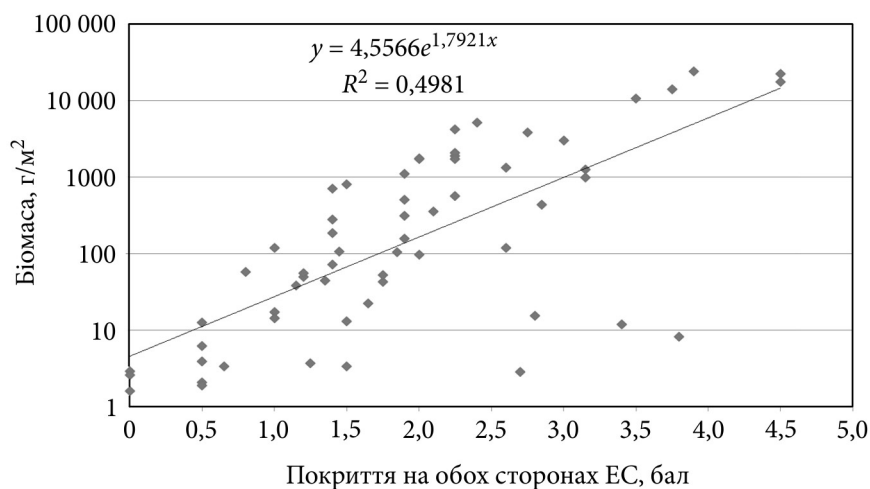


Рис. 4. Залежність між значеннями бальної оцінки обростання та біомасою організмів

цинку на темній стороні обростання було в 1,5 рази більшим, як на світлій. Відмічені деякі пластини, на яких обростання на обох сторонах було майже однаковим, таке обростання було відмічено на пластині з вініласту на 61-шу добу. Взагалі стандартна похибка була досить високою. У подальших бальних оцінках можемо зробити усереднення показників по стороні А та Б.

Оскільки зйомка ЕС проводилась кілька разів за період літнього та осіннього сезону можемо зробити оцінки розвитку обростання та динаміки на різних субстратах (рис. 5).

На основі аналізу даних бальної оцінки виявлено кілька варіантів такої динаміки:

1 — дуже повільне зростання за перший період експозиції, в даному випадку за 31 добу на всіх субстратах,

2 — така повільна динаміка спостерігається і далі на найменш обростаючому субстраті — оцинкованій сталі,

3 — різке зростання рясноти обростання на другому етапі розвитку (від 31-ї до 61-ї доби) на інших субстратах,

4 — коливання значень обростання на двох рівнях: для цинку — на рівні 1,5 балів, для інших субстратів — від 3,8 балів з подальшим невеликим зростанням до 4,5 балів.

Як бачимо, динаміка на різних субстратах має свою специфіку, відмічено незначне обростання на цинку в усі періоди дослідження. Водночас для інших субстратів, крім цинку, середній бал був в період від 61-ї до 178-ї доби від 3,8 (для ПФ115П) до 4,1 (Und7%) балів. Тобто були близькі значення, до того ж при значній нерівномірності розподілу обростання на окремих субстратах значення CV (%) були досить великі (від 19,8 для Und7% до 30,8 % для ПФ115П). Отже, запропоновані антиобростаючі покриття не були достатньо ефективними.

Крім загальної оцінки інтенсивності обростання важливо отримати дані щодо кожної групи обростання та оцінити участь цих організмів у

Таблиця 2

Бальна оцінка обростання на двох сторонах експериментального субстрату
(затемнена сторона — А, освітлена сторона — Б)

Назви субстратів	Експозиція, доба	Сторона А, середня $M \pm \sigma$	Сторона Б середня $M \pm \sigma$
Вініпласт	61	3,57±0,86	3,52±0,89
	91	4,10±0,84	3,70±1,16
	178	4,45±0,57	4,26±0,94
Und7%	61	4,10±0,83	3,53±0,96
	91	4,38±0,74	4,06±0,83
	178	4,38±0,57	4,26±0,88
ПФ115П	61	3,81±0,98	3,56±1,04
	91	3,74±1,32	3,49±1,63
	178	4,14±0,97	4,06±0,98
Цинк	61	1,20±0,61	1,33±0,60
	91	1,51±1,14	1,21±0,68
	178	1,17±0,42	0,91±0,30

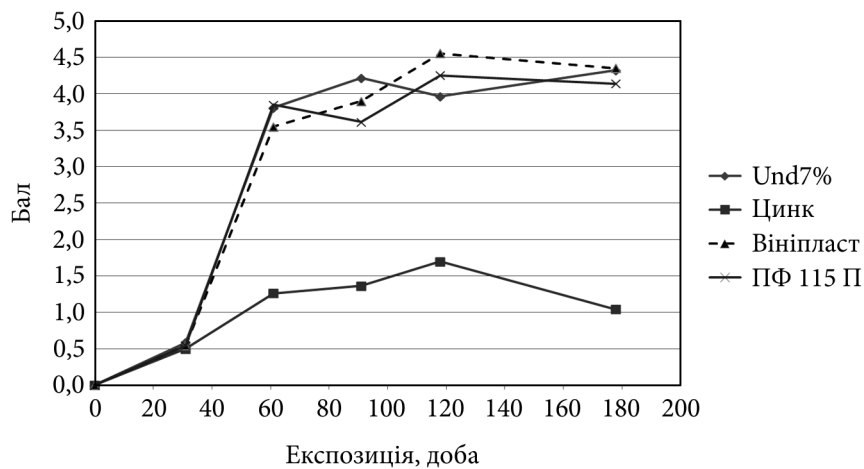


Рис. 5. Динаміка інтенсивності обростання на різних субстратах на обох сторонах, в балах

формуванні обростання субстратів. Як видно з формул (див. рис. 1—3) основними організмами були дрейсеніди та мохуватки. Динаміка обростання дрейсеною різних субстратів на освітленій та затемненій стороні відрізнялася (табл. 3). На субстратах обростання нею на затемненій стороні було більшим на 30—60 %, ніж на освітленій стороні.

Обростання мохуваткою мало іншу закономірність (див. табл. 3). На субстратах, крім цинку, обростання мохуваткою було більшим на стороні

Таблиця 3

Динаміка обростання дрейсеною та мохуватками (у відсотках покриття субстрату) **на обох сторонах субстрату** (затемнена сторона — А, освітлена сторона — Б)

Назви субстратів	Експозиція, доба	Дрейсена		Мохуватка	
		Сторона А, середня $M \pm \sigma$	Сторона Б, середня $M \pm \sigma$	Сторона А, середня $M \pm \sigma$	Сторона Б, середня $M \pm \sigma$
Вініпласт	61	15,1 $\pm$ 8,4	9,4 $\pm$ 4,5	51,1 $\pm$ 26,4	60,0 $\pm$ 22,4
	91	69,3 $\pm$ 26,4	30,9 $\pm$ 25,7	17,0 $\pm$ 13,9	42,4 $\pm$ 31,6
	178	90,0 $\pm$ 7,5	53,4 $\pm$ 35,1	0	0
Und7%	61	7,1 $\pm$ 3,6	3,9 $\pm$ 4,3	71,9 $\pm$ 21,8	69,3 $\pm$ 17,5
	91	60,8 $\pm$ 21,1	20,4 $\pm$ 22,6	56,7 $\pm$ 24,7	61,3 $\pm$ 29,3
	178	90,6 $\pm$ 10,0	51,6 $\pm$ 31,4	0	0
ПФ115П	61	8,9 $\pm$ 7,5	4,1 $\pm$ 2,0	75,2 $\pm$ 11,6	70,9 $\pm$ 10,9
	91	47,9 $\pm$ 34,7	24,0 $\pm$ 22,6	32,0 $\pm$ 30,1	44,3 $\pm$ 34,9
	178	65,9 $\pm$ 39,1	56,0 $\pm$ 43,7	0	0

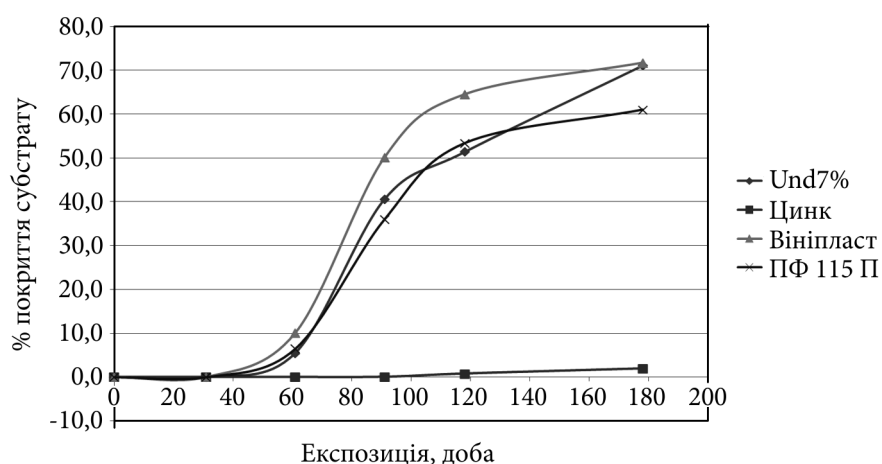


Рис. 6. Динаміка обростання дрейсною різних субстратів

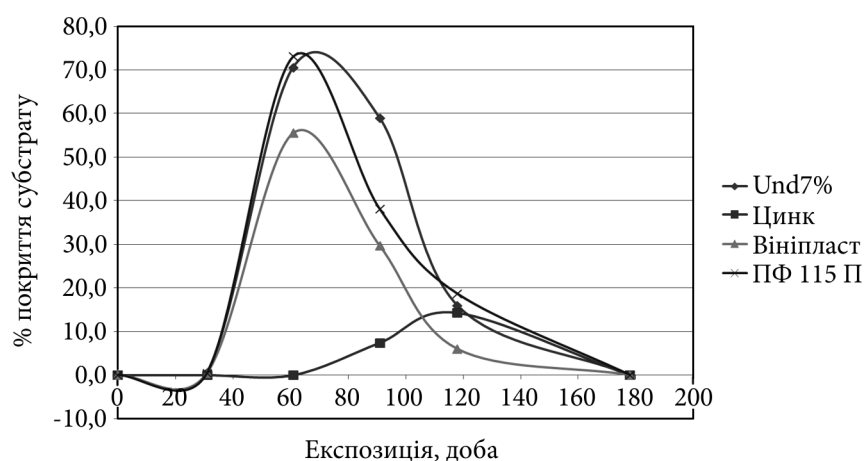


Рис. 7. Динаміка обростання мохуваткою різних субстратів

Б (освітлений), за виключенням субстрату ПФ115П на 61-шу добу та цинку на 91-шу добу, де обростання мохуваткою було більшим на затемненій стороні (сторона А).

Динаміку обростання дрейсною та мохуваткою представлено на рисунках 6, 7.

Обростання дрейсною на субстратах йшло, поступово збільшуючись з 31-ї до 61-ї доби, з подальшим наростанням на 91-шу — 178-му добу.

Як було зауважено вище, хоча максимальний розвиток мохуватки *Plumatella fungosa* Pallas був на 61-шу добу, на деяких субстратах масивні колонії відмерли раніше. На місці живих колоній залишилися відмерлі мохуватки (відмічені як детрит — Т).

Таблиця 4

Співвідношення загальної бальної оцінки необростаючого покриття до контрольних субстратів — вініпласту та оцинкованої сталі

Доби	Вініпласт	Цинк	Und7%	Відношення (%) Und7%/Вініпласт	Відношення (%) Und7%/Цинк
31	0,54	0,50	0,58	108	117
61	3,55	1,26	3,81	107	302
91	3,90	1,36	4,22	108	310
118	4,56	1,70	3,96	87	234
178	4,35	1,04	4,32	99	416

На субстратах з оцинкованої сталі відмічено деякий невеликий підйом рясності обростання (рис. 7), але слід зауважити, що він був за рахунок появи великих колоній мохуватки *Pectinatella magnifica* Leidy (до 6 см в діаметрі) на самому стенді. Ці колонії частково розрослися на деякі пластини, що дало при усередненні бальної оцінки по кожній пластині підвищення показників покриття.

Ще одним завданням даної роботи було запропонувати експрес-методику оцінки ефективності антиобростаючих заходів, в даному випадку ефективності певної добавки до фарби. Як видно з таблиці 4, даний субстрат не має суттєвого антиобростаючого ефекту.

Висновки

Запропонована методика дозволила отримати необхідні дані та зробити якісні та кількісні оцінки обростання, а саме:

— коротко, уніфіковано та досить інформативно описати характер обростання за допомогою формули;

— оцінити ступінь розвитку, рясноту розвитку обростання за допомогою шкали бальних оцінок. На основі шкали може бути для кожного типу техноекосистем та систем водопостачання розроблено систему оцінки загроз від обростання, наприклад: оцінка 3—4 бала = загроза середнього рівня, оцінка 4,5—5,0 балів = загроза високого рівня;

— встановити, що окремі групи гідробіонтів по-різному реагують на такі фактори середовища, як освітлення. Це може бути враховано у розробці методів оцінки заходів боротьби з обростанням, а також для розробки біопозитивних конструкцій (різних пристроїв на яких організми перифітону відіграють позитивну роль, наприклад у самоочищенні);

— встановити особливості динаміки розвитку обростання, зокрема залежно від характеру субстрата;

— встановити особливості розвитку окремих найбільш важливих груп гідробіонтів;

— зробити висновки відносно антиобростаючих властивостей одного з варіантів покриття.

Ретельне гідробіологічне дослідження перифітонних угруповань у рамках проведення натурного експерименту, безумовно надасть нові важливі дані щодо їхнього складу. Буде докладно виявлено динаміку розвитку, особливості реакції окремих видів гідробіонтів на різні фактори середовища, включно з антропогенними. Однак для практичних цілей еколого-технічного моніторингу запропонована експрес-методика може бути цілком достатньою і досить інформативною.

Список використаної літератури

1. Artificial substrates / Ed. by Cairns J. Collingwood Ann Arbor Scie. Publ. 1982. P. 279.
2. Biofouling / Ed. by Simone Durr, Jeremy C. Thomason. 1st ed. A John Wiley & Sons, Ltd., Publication: The Atrium, Southern Gate, Chichester, United Kingdom. 2010. 420 p. ISBN 978-1-4051-6926-4 2010 628.9 6-dc22
3. Cover E., Harrel R. Sequences of colonization, diversity, biomass, and productivity of macroinvertebrates on artificial substrates in freshwater canal. *Hydrobiologia*. 1978. Vol. 59, N 1. P. 81—95.
4. Jenner H., Whitehouse J., Taylor C., Khalanski M. Cooling water management in European power stations / Biology and control of fouling. *Hydroecologie appliqué*. 1998. Vol. 10, N 1—2. P. 1—225.
5. Jun Chan, Shing Wong. Biofouling types, impact, and anti-fouling. Nova Science Publishers, New York, 2010. 347 p.
6. Marine fouling and its preventions. US Naval Inst. / Woods Hole Oceanogr. Inst. 1952. 388 p.
7. Morozovska I.O., Rogalskiy S.P., Dzhuzha O.V. et al. Zooperiphyton on anti-fouling coatings and changes of its coenotic structure. *Hydrobiol. J.* 2024. Vol. 60, N 3, P. 91—109.
8. Moshchenko A.V., Zvyagintsev A.Yu. Distributional characteristics of macrofouling organisms on ocean-going ships of the Far East sea basin. *Ocean & Polar Research*. 2001. Vol. 23, N 4. P. 323—335.
9. Protasov O.O., Morozovskaya I.A., Laskovenko N.N., Rogalskiy S.P. Composition and structure of zooperiphyton on the experimental substrates in the Kaniv Reservoir. The many-year aspect. *Hydrobiol. J.* 2021. Vol. 55, N 5. P. 3—19.
10. Protasov A.A., Morozovska I.O., Rogalskiy S.P. Dynamics of zooperiphyton communities' development on inert substrate and antifouling coatings in the reservoir. *Ibid.* 2021. Vol. 57, N 2. P. 36—53.
11. Sladečková A. Limnological investigation methods for the periphyton («Aufwuchs»). *The Botanical Review*. 1962. Vol. 28, N 2. P. 286—350.

Надійшла 14.01.2025

O.O. Protasov, Dr. Sci. (Biol.), Prof., Leading Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine,
e-mail: labtech-hb@ukr.net
ORCID 0000-0002-0204-2007

I.O. Morozovska, PhD (Biol.), Junior Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine,
e-mail: miris_ka@ukr.net
ORCID 0000-0003-1795-7485

RAPID ASSESSMENT OF FOULING DEVELOPMENT IN TECHNICAL SYSTEMS AND IN EXPERIMENTAL CONDITIONS

New methodological approaches for assessing the development of periphyton communities that create fouling in technical water supply systems, as well as for assessing the effectiveness of antifouling properties of experimental protective coatings are considered. The results of studies of experimental substrates in the bay of the Kanev reservoir (Dnieper River) were analyzed. The concept of fouling formula was introduced, which allowed to unify the description and characterization of fouling in certain conditions. The proposed methodological techniques can be used in hydrobiological monitoring of technoecosystems, in experimental studies of various measures to limit fouling.

Keywords: *periphyton, fouling, experimental substrates, fouling formula, antifouling coatings, techno-ecosystem.*

УДК 556.11(282.247.324)(477)

А.О. ЖИДЕНКО, д. б. н., проф.,

Національний університет «Чернігівський колегіум» імені Т.Г. Шевченка,
м. Чернігів, вул. Гетьмана Полуботка, 53, Україна,
e-mail: zaa2006@ukr.net,
ORCID: 0000-0002-3070-1575

В.В. ПАПЕРНИК, к. б. н., доцент,

Національний університет «Чернігівський колегіум» імені Т.Г. Шевченка,
м. Чернігів, вул. Гетьмана Полуботка, 53, Україна,
e-mail: kvv2009@ukr.net
ORCID: 0000-0002-3219-9523

МОНІТОРИНГ ГІДРОХІМІЧНИХ ПОКАЗНИКІВ РІЧОК ДЕСНА, СТРИЖЕНЬ, БІЛОУС

У статті проаналізовано динаміку гідрохімічних показників річки Десни та її приток Стрижень і Білоус протягом 2021—2023 рр. Описано якісні та кількісні зміни наступних параметрів: вмісту розчиненого кисню, біохімічного споживання кисню (БСК₅), хімічного споживання кисню (ХСК_{Мп}), концентрації фосфат-іонів, нітрогену амонійного, нітритного та нітратного, заліза загального (Fe³⁺ і Fe²⁺) та мангану. Виявлено збільшення концентрації забруднюючих речовин у воді р. Десни нижче м. Чернігова (після впадіння в неї приток Стрижень та Білоус) порівняно з водою вище м. Чернігова. Встановлено достовірне збільшення таких показників: ХСК_{Мп}, концентрації нітрогену нітритного, заліза загального (Fe³⁺ і Fe²⁺) та мангану в 2021—2022 рр. У 2023 р. збільшилася кількість показників, що мають достовірну відмінність перевищення ГДК, зокрема: БСК₅, ХСК_{Мп}, вміст нітрогену амонійного та нітритного, заліза загального (Fe³⁺ і Fe²⁺) та мангану. Якість води у р. Десні нижче м. Чернігова залежить від абіотичних факторів: складу ґрунтів, температури води і повітря, атмосферного тиску, кількості опадів, але більшою мірою від антропогенних чинників: надходження забруднювальних речовин з поверхневим стоком, скиду неочищених та не досить очищених комунально-побутових стічних і промислових вод, а також техногенного забруднення внаслідок військових дій. На якість води р. Десни найбільше впливають води р. Білоус.

Ключові слова: Чернігівське Полісся (гумідна зона), БСК₅, ХСК_{Мп}, нітроген амонійний та нітритний, залізо загальне (Fe³⁺ і Fe²⁺), манган, джерела забруднення, рекомендації.

Північ України, на відміну від півдня, має достатні запаси прісної води, зокрема на території Чернігівської області знаходиться 265 лінійних водних об'єктів (річки та струмки) та 2601 площинних водних об'єктів (озера, ставки, водосховища, водойми) [2]. Вода р. Десни — головне

Ц и т у в а н н я: Жиденко А.О., Паперник В.В. Моніторинг гідрохімічних показників річок Десна, Стрижень, Білоус. *Гідробіол. журн.* 2025. Т. 61, № 4. С. 99—114.

ISSN 0375-8990. Гідробіологічний журнал. 2025. 61(4)

джерело питної води для мешканців багатьох населених пунктів, серед інших і м. Києва, тому моніторинг її якості здійснюється постійно, про що свідчать численні публікації [6, 7, 13, 15, 22, 27 та ін.]. Так, І.В. Мирон [13] у 2003 р. визначив, що на території Чернігівської області в басейні р. Десни можна виділити чотири екологічні зони зі значним антропогенним навантаженням: міста Новгород-Сіверський, Чернігів, Ніжин та Бахмач. Переважання у цих регіонах ландшафтів з низьким потенціалом самоочищення спричиняє надходження у водні об'єкти нітратів та фосфатів з сільськогосподарських угідь. Крім того, на якість води р. Десни значний вплив мають водокористувачі суміжних територій, особливо Сумської області (р. Шостка) [13]. Для р. Десни в межах м. Чернігова вагоме джерело забруднення — це притоки Стрижень та Білоус. Моніторинг як система оцінки стану довкілля, зокрема поверхневих вод, здійснюється постійно, але внаслідок військових дій відбір проб на масивах в транскордонних пунктах моніторингу був неможливий. Від складу води, зокрема від концентрації розчинних солей, газів та органічних речовин залежать її фізичні властивості (температура замерзання, величина випаровування, прозорість), хімічний склад та характер протікання хімічних реакцій. Тому дослідження походження іонного складу води та його трансформації є важливим теоретичним питанням, а її хімічний склад допомагає вирішенню практичних завдань (при водопостачанні, гідротехнічному будівництві, зрошенні, веденні рибного господарства) [21].

Якість поверхневих вод р. Десни залежить від багатьох чинників, зокрема від гідрохімічних показників її приток, до яких відносяться середні річки: Судость, Снов, Остер та Сейм. Аналіз стану їхніх поверхневих вод здійснено на основі даних щодо середньорічних концентрацій речовин у контрольних створах водних об'єктів та звітів з вилову водних біоресурсів у рибогосподарських водних об'єктах. За допомогою аналізу досліджених гідрохімічних показників було зроблено висновок про ризики для здоров'я населення внаслідок споживання риби з водних екосистем, вода яких має перевищення концентрації важких металів [16, 17]. Крім середніх річок свій внесок у забруднення Десни чинять її притоки, зокрема Стрижень та Білоус, які відносяться до малих річок та впадають у Десну в межах м. Чернігова. Дослідження, які були проведені у 2014—2016 рр. [9], показали перевищення відповідно до еколого-рибогосподарських нормативів гранично-допустимої концентрації (ГДК) нітрит-іонів та загального заліза, проте найбільше перевищення було відмічено для мангану.

Ці показники співвідносяться з результатами вивчення озер системи Опечень (м. Київ), що знаходяться в межах урбанізованої території [4], як і р. Стрижень, для русла якої властиві значні антропогенні зміни — зарегульованість, вирівнювання, забруднення стоками, побутовими відходами (особливо на відрізку в м. Чернігові, де розташовано три водосховища загальною площею 42,7 га та загальним об'ємом близько 955,9 тис. м³) [24]. Дослідження, проведені в Інституті гідробіології НАН України [4], показали доволі високі концентрації досліджуваних металів, зокрема

мангану і феруму, у воді придонного горизонту озер, які навіть за усередненими показниками значно перевищують (відповідно у 8 і 3 рази) їхню концентрацію у воді поверхневого шару. Поясненням істотного зростання концентрації цих металів у придонному шарі води, на думку авторів [4], є тривалий дефіцит кисню, зниження рН води та окисно-відновного потенціалу (Eh), внаслідок чого відбувається відновлення Mn(IV) і Fe(III) в оксидах до Mn(II) і Fe(II) та їх перехід у розчинений стан.

Річка Стрижень також зазнає антропогенного впливу: скид неочищених та не досить очищених комунально-побутових стічних вод безпосередньо у воду; надходження забруднювальних речовин з поверхневим стоком із забудованих територій та сільгоспугідь. Упродовж трьох років (2019—2021 рр.) нами були проаналізовані гідрохімічні показники річок Десна та Стрижень для з'ясування причин зниження якості води в р. Десні. Отримані результати доводять негативний вплив р. Стрижень на показники води р. Десни: є пряма кореляція між збільшенням вмісту заліза загального, мангану, амоній-іонів, нітрит-іонів як в Стрижні, так і в Десні нижче м. Чернігова (тобто після впадіння в неї цієї притоки) [18].

Загальна довжина мережі малих річок Чернігівської області становить 4374,8 км, що відповідно у 5,7 та 6,7 разів більше, ніж середніх та великих річок [1—3]. Малі річки є джерелом водопостачання промислових, комунальних та сільськогосподарських підприємств, поповнення запасів підземних вод. Вони також використовуються для риборозведення та відпочинку людей. В них зосереджено майже 80 % водного стоку та формується 60 % водних ресурсів України. На малих річках побудовано понад 1000 водосховищ і 24 тисячі ставків, в яких щороку нагромаджується понад 12 млрд. м³ води, а з урахуванням водосховищ Дніпровського каскаду об'єм води становить близько 55 млрд. м³. Тому особливе значення має збереження водності малих річок та їх захист від замулення та засмічення [11].

Мета роботи: проаналізувати динаміку гідрохімічних показників р. Десни та її приток Стрижень і Білоус та показати залежність якості води від низки абіотичних та антропогенних чинників.

Матеріал і методика досліджень

Зразки води відбирали у наступних створах: р. Десна (вище і нижче м. Чернігова), р. Стрижень та р. Білоус. Причому створ р. Десна (нижче м. Чернігова) розташований після впадіння в неї приток: річок Стрижень та Білоус. Проби води для хімічного аналізу відбирали за допомогою спеціального пристрою (вертикального батометру або склянки, що закріплена на дошці з мітками і призначена для відбору проб на визначення розчинного у воді кисню з корковою пробкою, яка обладнана двома скляними трубочками) з потрібної глибини (0,5—1,0 м), щоб не відбувалося перемішування води та її контакту з повітрям. Кисень фіксували зразу після наповнення склянки та визначали титриметрично йодометричним методом Вінклера [12]. Далі відбирали проби для визначення біохімічного споживання кисню (БСК₅) у кисневій склянці без пухирців повітря. В

першій визначали розчинений кисень, дві інші витримували у темряві 5 діб, потім у них знову визначали розчинений кисень. Різницю між початковим і кінцевим вмістом перераховували на 1 дм³, це кисень, витрачений на окиснення органічних речовин у воді. Для визначення перманганатної окиснюваності води (XCK_{Mn} — хімічного споживання кисню) проби після відбору консервували додаванням 5 см³ 25 % H_2SO_4 , потім у лабораторії проводили аналіз згідно методики [12]. При наявності завислих речовини у воді їх усували фільтруванням проб води через фільтр «синя стрічка». За допомогою фотометричного методу були визначені наступні гідрохімічні показники: концентрація загального заліза (Fe^{3+} і Fe^{2+}) — розчином роданистого амонію, після попереднього окиснення $Fe(II)$ до $Fe(III)$ надсірчаноокислим амонієм; концентрація мангану — шляхом окиснення мангану (II) до перманганат-іонів в азотнокислому середовищі дією персульфату амонію у присутності каталізатора — іонів срібла; концентрація нітрогену амонійного — реактивом Неслера, нітритного — реактивом Гріса та нітратного — сульфифеноловим реактивом у присутності аміаку, мінеральних фосфатів — молібдатом амонію у кислому середовищі у присутності аскорбінової кислоти. З використанням титриметричного методу визначали вміст сульфатів — розчином хлористого барію $BaCl_2$ з додаванням етилового спирту і 0,05 %-вого водного розчину ортанілового K , хлоридів — розчином азотнокислого срібла $AgNO_3$ у присутності індикатора хромату калію (K_2CrO_4) згідно із загальноприйнятими методиками [12].

Експериментальні показники всіх досліджуваних речовин порівнювали з ГДК еколого-рибогосподарських нормативів [19] та ГДК для задоволення питних, господарсько-побутових та інших потреб населення [20]. Окрім отриманих нами результатів досліджень відібраних проб у роботі використовували дані щодо хімічного складу поверхневих вод, які були опубліковані у доповідях про стан навколишнього природного середовища в Чернігівській області [1—3].

Статистичну обробку даних здійснювали за допомогою Microsoft Excel. Достовірну різницю між середніми арифметичними значеннями визначали за допомогою t -критерію Стьюдента.

Результати досліджень та їх обговорення

Аналіз середніх величин гідрохімічних показників р. Десни та її приток Стрижня та Білоуса за 2021—2023 рр. відносно норм ГДК (для водойм рибогосподарського призначення та для задоволення питних, господарсько-побутових та інших потреб населення) показав їхню кількісну та якісну різноманітність. Були відмічені досить високі середньорічні показники концентрації кисню (табл. 1), але під впливом високих температур та антропогенного навантаження 20—22 серпня 2022 р. вміст кисню у воді р. Стрижень знизився до критичного рівня (менше 1 мг/дм³) при 8,2—13,2 % насичення води киснем, що спричинило масовий замор риби. Протягом досліджуваних років концентрації фосфат-іонів, нітрогену нітратного (див. табл. 1), а також сульфат- та хлорид-іонів були в межах нор-

Таблиця 1
Динаміка середньорічних гідрохімічних показників річок Десна, Стрижень, Білоус за період 2021—2023 рр.

Показники	ГДК (мг/дм ³)*	ГДК (мг/дм ³)**	Р. Десна (створ забору води вище м. Чернігова)			Р. Стрижень			Р. Білоус			Р. Десна (створ забору води нижче м. Чернігова)		
			2021 р.	2022 р.	2023 р.	2021 р.	2022 р.	2023 р.	2021 р.	2022 р.	2023 р.	2021 р.	2022 р.	2023 р.
Кисень, мг О ₂ /дм ³			10,01± 2,00	7,84± 1,50	7,0± 1,40	7,37± 1,50	6,35± 1,27	6,54± 1,30	7,38± 1,47	7,37± 1,46	6,29± 1,27	8,25± 1,65	6,21± 1,55	7,04± 1,41
БСК ₅ , мг О ₂ /дм ³	2	3	1,09± 0,22	1,07± 0,21	1,20± 0,24	2,5± 0,50	1,96± 0,38	4,10± 0,81	4,01± 0,80	3,87± 0,77	4,72± 0,94	2,02± 0,40	1,82± 0,36	3,54± 0,71***
ХСК _{mn} , мг О/дм ³	20	50	15,0± 3,0	23,0± 4,4	17,0± 3,4	41,5± 8,3	34,4± 6,8	52,25± 10,4	54,1± 10,8	72,1± 14,4	70,2± 14,0	30,1± 6,0***	31,0± 6,6	41,8± 4,1***
Фосфат- іони, мг Р/дм ³	2,15	3,5	0,18± 0,04	0,19± 0,04	0,29± 0,06	0,91± 0,07	1,05± 0,28	0,61± 0,11	1,12± 0,38	1,07± 0,32	2,47± 0,49	0,52± 0,15	0,40± 0,17	0,41± 0,13
Нітроген амонійний, мг N/дм ³	0,5	2,0	0,61± 0,06	0,37± 0,07	0,40± 0,08	1,02± 0,18	1,31± 0,26	1,28± 0,25	1,77± 0,35	1,59± 0,21	3,09± 0,58	0,94± 0,28	0,46± 0,09	0,81± 0,07***
Нітроген нітратний, мг N/дм ³	40	45	1,27± 0,41	1,0± 0,22	0,12± 0,04	1,61± 0,32	1,63± 0,34	1,99± 0,59	3,45± 0,75	3,26± 0,71	3,94± 0,76	1,63± 0,34	1,59± 0,31	3,55± 0,61***
Нітроген нітритний, мг N/дм ³	0,08	3,3	0,05± 0,01	0,04± 0,01	0,033± 0,01	0,11± 0,03	0,18± 0,06	0,12± 0,04	0,9± 0,08	0,099± 0,02	0,364± 0,07	0,17± 0,03***	0,054± 0,01	0,17± 0,03***

Продовження табл. 1

Показники	ГДК (мг/дм³)*	ГДК (мг/дм³)**	Р. Десна (створ забору води вище м. Чернігова)			Р. Стрижень			Р. Білоус			Р. Десна (створ забору води нижче м. Чернігова)		
			2021 р.	2022 р.	2023 р.	2021 р.	2022 р.	2023 р.	2021 р.	2022 р.	2023 р.	2021 р.	2022 р.	2023 р.
Залізо загальне (Fe ²⁺ і Fe ³⁺), мг/дм³	0,1	0,3	0,1± 0,02	0,1± 0,02	0,08± 0,02	0,36± 0,07	0,42± 0,08	4,90± 0,91	0,78± 0,16	0,83± 0,17	5,04± 1,04	0,41± 0,05***	0,26± 0,04***	3,81± 0,68***
Манган, мг/дм³	0,01	0,1	0,03± 0,006	0,02± 0,004	0,06± 0,009	0,11± 0,01	0,12± 0,01	0,14± 0,04	0,15± 0,03	0,08± 0,03	0,15± 0,04	0,13± 0,01***	0,04± 0,008***	0,09± 0,01***

* ГДК для водойм рибогосподарського призначення (еколого-рибогосподарські нормативи) [19]. ** ГДК для задоволення питних, господарських-побутових та інших потреб населення [20]. *** гідрохімічні показники р. Десни між створами забору води вище і нижче м. Чернігова, достовірно відрізняються ($p \leq 0,05-0,01$).

ми. Протягом 2021—2023 рр. у воді досліджуваних річок концентрація хлоридів не перевищувала ГДК, зокрема: р. Десна вище м. Чернігова — 0,31—13,00 мг/дм³; р. Десна нижче м. Чернігова — 0,72—14,92 мг/дм³; р. Стрижень — 0,83—43,62 мг/дм³ і р. Білоус — 0,76—56,54 мг/дм³ (ГДК* для водойм рибогосподарського призначення та ГДК** для задоволення питних, господарських-побутових та інших потреб населення: 300*—350** мг/дм³). Це саме стосується і сульфатів: р. Десна вище м. Чернігова 0,27—15,52 мг/дм³; р. Десна нижче м. Чернігова — 0,84—25,83 мг/дм³; р. Стрижень — 1,02—40,81 мг/дм³ і р. Білоус 0,81—46,58 мг/дм³ (100*—500** мг/дм³).

Значення інших показників у воді річок Стрижень і Білоус змінювались у просторово-часовому аспекті у негативний бік. На рисунку 1 показано динаміку змін біохімічного споживання кисню впродовж 5 діб (БСК₅) протягом трьох років: р. Десна вище м. Чернігова — 1,07—1,2 мг O₂/дм³; р. Десна нижче м. Чернігова — 1,82—3,54 мг O₂/дм³, р. Стрижень — 1,96—4,1 мг O₂/дм³ та р. Білоус — 3,87—4,72 мг O₂/дм³. Можна зазначити, що у воді річок Стрижень та Білоус цей показник виявився найбільшим і помітно підвищився у 2023 р., що стало причиною забруднення біохімічно лабільними органічними речовинами води р. Десни після впадіння цих приток. Тому у воді р. Десни нижче м. Чер-

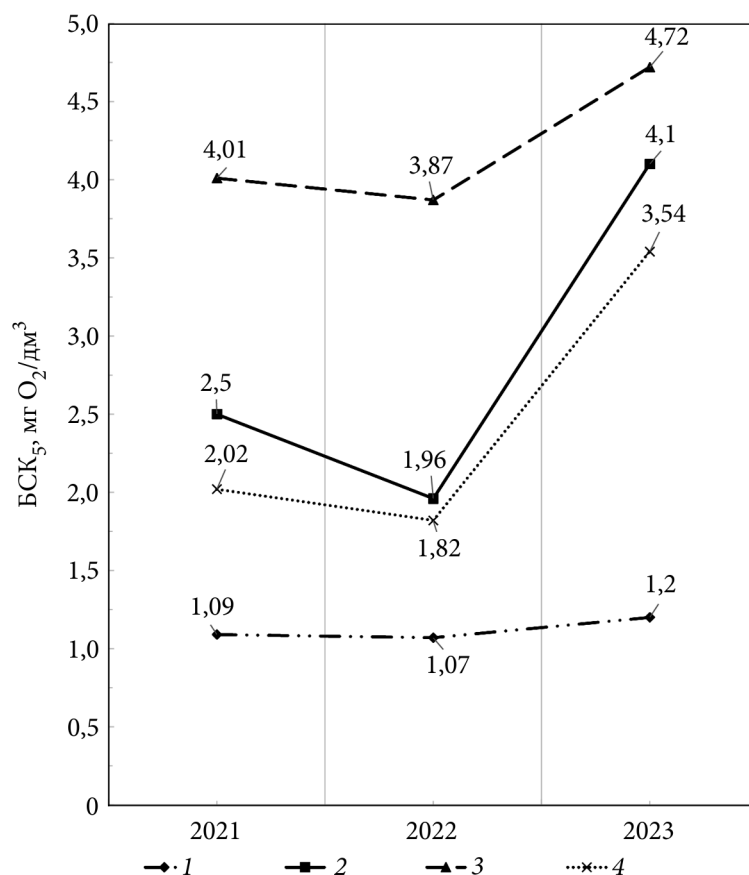


Рис. 1. Динаміка біологічного споживання кисню (БСК₅) у воді річок Десна, Стрижень, Білоус протягом 2021—2023 рр. Тут і на рис. 2—6: 1 — р. Десна (вище м. Чернігова); 2 — р. Стрижень; 3 — р. Білоус; 4 — р. Десна (нижче м. Чернігова).

нігова порівняно зі створом забору води вище м. Чернігова значення показників БСК₅ достовірно відрізняються ($p \leq 0,05$). Високий вміст органічних речовин призводить до різкого падіння концентрації кисню та можливих заморів риби, особливо влітку, коли розчинність кисню у воді значно знижена.

На рисунку 2 наведено дані щодо динаміки показника хімічного споживання кисню (ХСК_{Мп}), який змінювався від 15 до 23 мг О/дм³ у воді р. Десни до впадіння приток (вище м. Чернігова); від 34,4 до 52,25 мг О/дм³ — у воді р. Стрижень; від 54,1 до 72,1 мг О/дм³ — у воді р. Білоус та від 30,1 до 41,8 мг О/дм³ — у воді р. Десни після впадіння приток (нижче м. Чернігова) за період 2021—2023 рр. У 2023 р. спостерігалась найбільш достовірна відмінність ХСК_{Мп} ($p \leq 0,01$) у воді р. Десни нижче м. Чернігова, порівняно з водою вище м. Чернігова, як наслідок забруднення води притоками Стрижень ($52,25 \pm 10,4$ мг О/дм³) і Білоус ($70,2 \pm 14,0$ мг О/дм³). ХСК_{Мп} є важливою санітарно-гігієнічною характеристикою

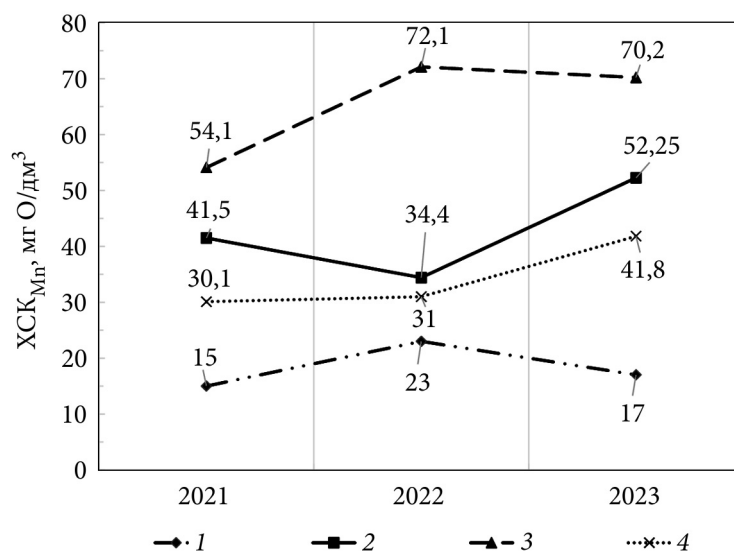


Рис. 2. Динаміка хімічного споживання кисню (XCK_{Mn}) у воді річок Десна, Стрижень та Білоус протягом 2021—2023 рр.

кою, показником, що відображає ступінь забруднення води приток Стрижня та, особливо, Білоус внаслідок впливу антропогенних чинників (стічні води та сільськогосподарські стоки). Крім того, внаслідок військових дій на Чернігівщині та спричинених ними техногенних забруднень (руйнування мостів, дамб та берегової лінії) [23], у водойми потрапило багато недостатньо очищених промислових вод, мінеральних речовин (сірководень, сульфіти, залізо (II)), що також погіршує якість води цих приток р. Десни.

На рисунку 3 зображено зміну концентрації нітрогену амонійного у воді річок Десна, Стрижень та Білоус за 2021-2023 рр. Цей показник змінювався у воді р. Стрижень відповідно по роках: 1,02; 1,31; 1,28 мг N/дм³ та був найбільший у 2022 р. (на 33% та на 3%, порівняно з 2021 та 2023 рр.), причому у 2023 р. перевищив норму ГДК для водойм рибогосподарського призначення у 2 рази. Коливання концентрації нітрогену амонійного у воді р. Білоус відповідно рокам є: 1,77; 1,59; 3,09 мг N/дм³. Цей показник у 2023 р. перевищив норму ГДК для водойм рибогосподарського призначення у 5 разів. Концентрація амонію вказує на розкладання органічних речовин та наявність неочищених стічних вод. Попередні дослідження виявили збільшення концентрації амонію у весняно-літній період [9, 16], що свідчить про значне антропогенне навантаження внаслідок площинного змиву дощових та талих вод майже з усієї території м. Чернігова, надходження промислових та побутових стоків, а також через викидання побутових відходів населенням. Підвищення концентрації сполук азоту у 2022 р. і, особливо, у 2023 р. можна пояснити впливом бурого газу (NO_2), який утворюється, як і низка інших

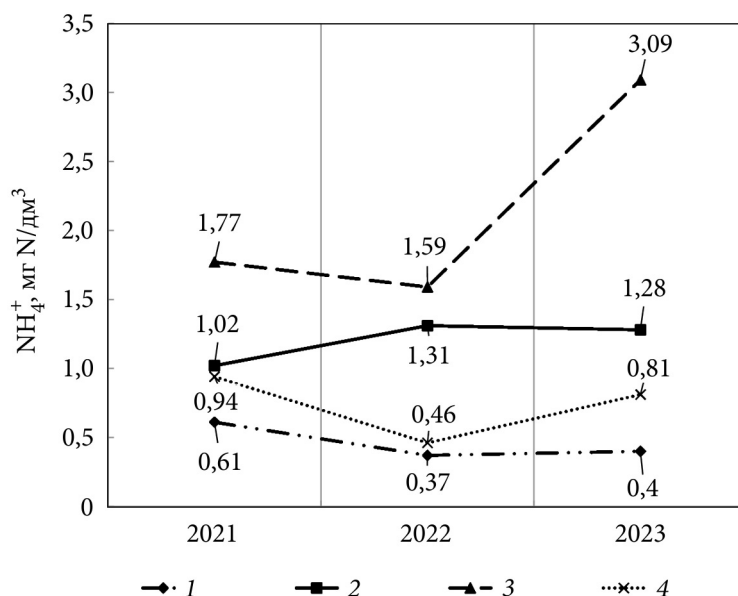


Рис. 3. Динаміка концентрації нітрогену амонійного (NH_4^+) у воді річок Десна, Стрижень, Білоус протягом 2021—2023 рр.

хімічних сполук, зокрема чадний та вуглекислий газ і водяна пара, внаслідок вибухів та детонації військових ракет, артилерійських снарядів та мін [14]. Бурий газ важчий за повітря, реагує з водою шляхом абсорбції. Крім того, науковці підраховали, що в процесі окиснення 1 кг вибухівки в повітря потрапляють десятки кубічних метрів токсичних газів: SO_2 , NO_2 , CO та ароматичні вуглеводні бензенового ряду [23].

На рисунку 4 наведено дані щодо концентрації нітрогену нітритного, яка змінювалась від 0,033 до 0,17 мг N/дм³ у воді р. Десни; від 0,11 до 0,18 мг N/дм³ у воді р. Стрижень та від 0,099 до 0,9 мг N/дм³ у воді р. Білоус за досліджуваний період. Найбільшу концентрацію цієї речовини зареєстровано у 2022 р. у воді р. Стрижень (на 45 % більше, ніж у р. Білоус та на 74 % більше, ніж середні значення у р. Десні). Але в 2021 і 2023 рр. збільшення концентрації нітритного нітрогену спостерігалось у р. Білоус, що корелює з підвищеним вмістом цієї речовини у воді р. Десни нижче м. Чернігова та має достовірну відмінність ($p \leq 0,01$) порівняно зі створом забору води вище м. Чернігова. Річка Білоус, яка має коритоподібну долину завширшки 2 км, зазнає значного антропогенного навантаження внаслідок господарського освоєння та масової забудови прилеглих територій (села Старий Білоус, Павлівка, Трисвятська Слобода, численні садівничі товариства та агрофірми), які призводять до розорювання прибережних смуг. Це порушує гідрологічні зв'язки між заплавою і руслом та впливає на природний гідрологічний режим річки, спричиняючи підтоплення забудованої заплави. До того ж для р. Білоус основним джерелом забруд-

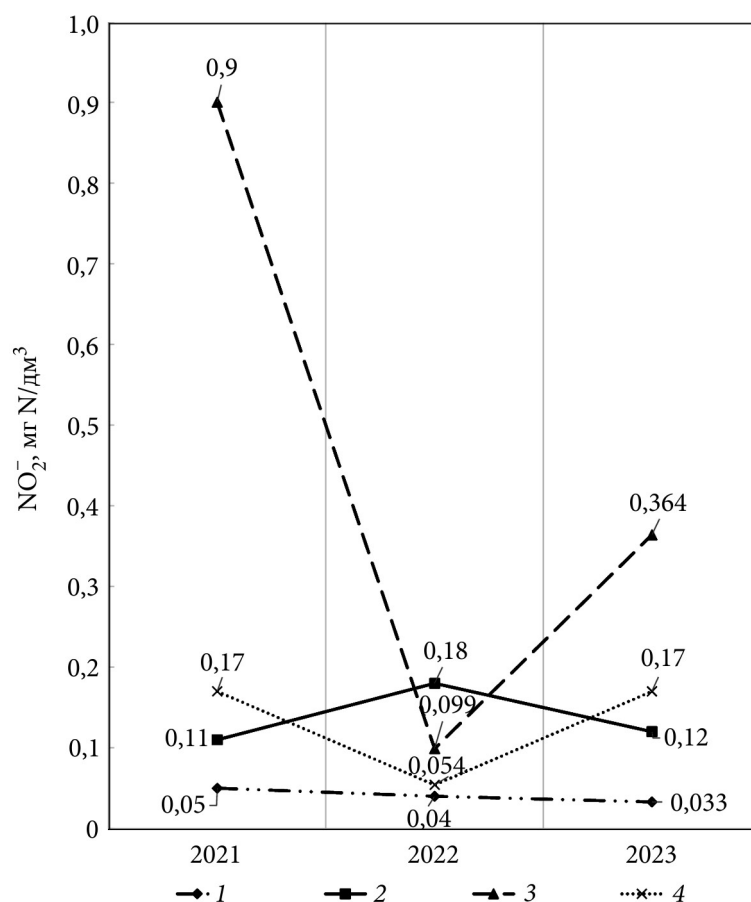


Рис. 4. Динаміка концентрації нітрогену нітритного (NO_2^-) у воді річок Десна, Стрижень, Білоус протягом 2021—2023 рр.

нення є скид недостатньо очищених стічних вод. Така ж тенденція, а саме зростання забруднення води сполуками азоту у р. Ірпень після впадіння в неї лівої притоки (р. Рокач) була показана й іншими авторами [5].

На рисунку 5 зображено зміну концентрації загального заліза (Fe^{2+} і Fe^{3+}) за період 2021—2023 рр. у воді річок Стрижень (0,36; 0,42; 4,9 мг/дм³), Білоус (0,78; 0,83; 5,04 мг/дм³) та Десна після впадіння цих приток (0,41; 0,26; 3,81 мг/дм³). У 2023 р. спостерігалось істотне перевищення ГДК у воді річок Стрижень та Білоус, що супроводжувалось відповідним підвищенням концентрації загального заліза (Fe^{2+} і Fe^{3+}) у воді р. Десни нижче м. Чернігова порівняно з водою вище м. Чернігова ($p \leq 0,01$). Відповідно до наших попередніх досліджень річок Чернігівської області, спостерігається тенденція до збільшення концентрації загального заліза у літньо-осінній період, особливо у серпні-вересні, що пов'язано з надходженням неочищених або недостатньо очищених стічних вод, а також з поверхневим стоком з урбанізованих територій під час інтенсивних дощів [6,

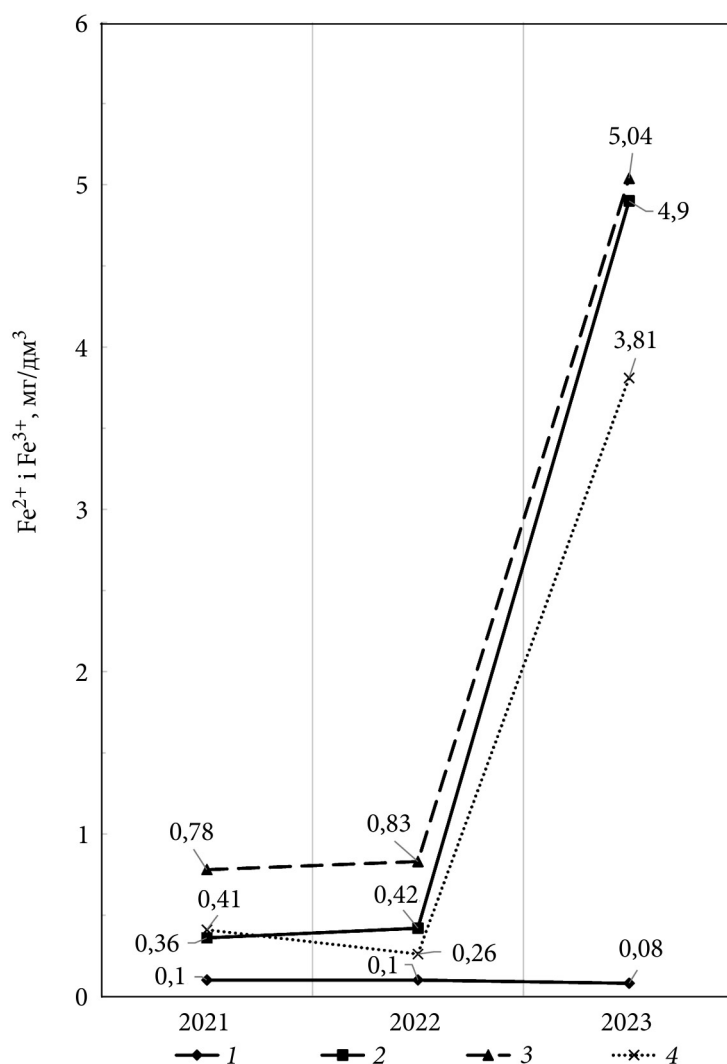


Рис. 5. Динаміка концентрації заліза загального (Fe^{2+} і Fe^{3+}) у воді річок Десна, Стрижень, Білоус протягом 2021—2023 рр.

8]. Загальне залізо (Fe^{2+} і Fe^{3+}) є важливим показником забруднення води, яке може мати природне або антропогенне походження. Чернігівське Полісся відноситься до гумідної зони, ґрунтові та дренажні води якої мають підвищену концентрацію органічних сполук гумінового ряду (гумусові кислоти). Головним джерелом надходжень гумусових кислот (гумінової та фульвокислоти) в ґрунті, дренажні та поверхневі води є ґрунти та торфовища болотистої та лісної місцевості області, з яких вони вимиваються дощовими та дренажними водами [6]. Це може бути пов'язане з процесами, які описані у статті [5]. Відомим є факт, що джерелом водного гумусу у міських водоймах і водотоках можуть бути деякі

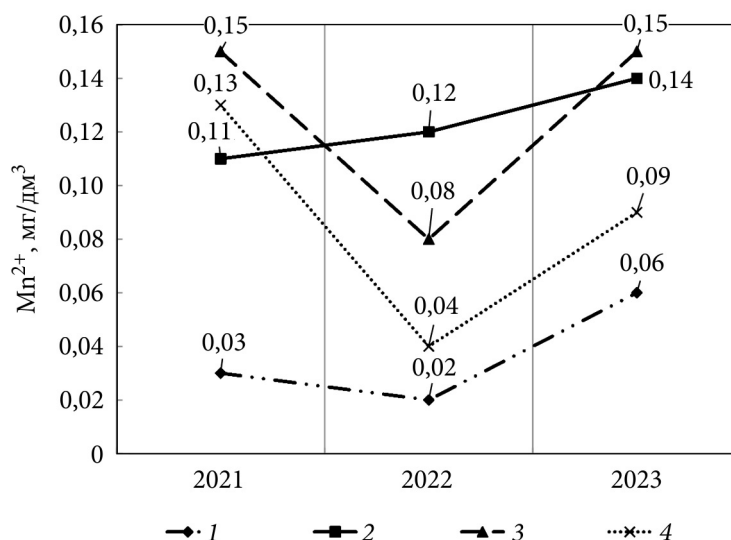


Рис. 6. Динаміка концентрації мангану (Mn^{2+}) у воді річок Десна, Стрижень, Білоус протягом 2021—2023 рр.

сполуки стічних вод, які трансформуються в автохтонні гумусові речовини (ГР), які близькі за складом і структурою до ґрунтових ГР і зумовлюють збільшення концентрації загального заліза та мангану.

На рисунку 6 показано зміну концентрації мангану (Mn^{2+}) у воді річок Десна, Стрижень, Білоус протягом 2021—2023 рр. У 2022 р. концентрація мангану у воді р. Стрижень (0,12 мг/дм³), порівняно з водою річок Десна нижче м. Чернігова (0,04 мг/дм³) та Білоус (0,08 мг/дм³), виявилася найбільшою (перевищення у 12 разів норми ГДК). Причому у створі забору води р. Десни нижче м. Чернігова спостерігалось перевищення норми ГДК у 4 рази. Концентрація мангану тут була вдвічі вищою, ніж у воді зі створу вище м. Чернігова. Що стосується р. Білоус, то перевищення норми ГДК тут було у 8 разів. У 2023 р. найбільш забрудненою по мангану виявилася вода р. Білоус (0,15 мг/дм³), з перевищенням у 15 разів норми ГДК. Концентрація мангану в р. Десна (нижче м. Чернігова) перевищила ГДК у 9 разів, а в 2021 р. — у 13 разів.

Отже, на забруднення манганом води р. Десни більшою мірою впливає вода р. Білоус, ніж р. Стрижень, що підтверджується достовірною відмінністю ($p \leq 0,01$) по концентрації мангану у воді р. Десни нижче м. Чернігова порівняно з водою створу вище м. Чернігова у 2021—2023 рр. (див. табл. 1). Ще однією причиною збільшення концентрації мангану та феруму у воді досліджуваних річок є їх вимивання з кристалічних порід Українського щита. Це абіотичний чинник, але швидкість цього процесу залежить від антропогенного впливу. Автори [10], ґрунтуючись на роботах [28, 29, 30], стверджують, що частина металів, яка сконцентрована у мінеральній (кристалічній) структурі, характеризується ма-

лою розчинністю в незабруднених донних відкладах. Якщо донні відклади (ДВ) під дією антропогенних чинників забруднені, то значна частина металів знаходиться у фракціях, які здатні до десорбції металів за формування певних фізико-хімічних умов у придонному горизонті води на межі дотику з ДВ [25, 31]. До цих умов відносяться: збільшення мінералізації і зменшення рН води, тривалий дефіцит O_2 у придонному горизонті. Манган в цих умовах має високу міграційну здатність [10], що узгоджується з результатами досліджень інших авторів [26].

Таким чином, для збереження чистоти р. Десни, яка забезпечує питною водою м. Київ, слід звернути увагу на якість води її приток: річок Білоус і Стрижень. Необхідними є реконструкція очисних споруд та мережі водовідведення від житлових будинків м. Чернігова, очищення та поглиблення русла цих річок, зменшення замулення ложа. Крім того, можлива біологічна меліорація шляхом зариблення рослиноїдними видами риби: білим амуром, білим та строкатим товстолобом.

Висновки

Загальної тенденції відносно всіх забруднюючих речовин у досліджуваній воді протягом 2021—2023 рр. не виявлено, проте основною закономірністю є збільшення концентрації забруднюючих речовин у воді р. Десни у створі забору води нижче м. Чернігова (після надходження води приток Стрижня та Білоуса) порівняно з водою створу вище м. Чернігова. Найбільше на якість води р. Десни впливають води р. Білоус, де основними джерелами забруднення води є підприємства комунального господарства, скид недостатньо очищених стічних і промислових вод, засмічення побутовими відходами, поверхневий стік з урбанізованих та сільськогосподарських угідь під час інтенсивних дощів, а також техногенні забруднення внаслідок військових дій (антропогенні чинники). До абіотичних факторів відносять наявність торфу в долині р. Білоус та вимивання феруму і мангану з кристалічних порід Українського щита. Встановлено достовірне збільшення концентрації наступних показників: XCK_{Mn} , концентрації нітрогену нітритного (2021 р.), заліза загального (Fe^{3+} і Fe^{2+}) та мангану в 2021—2022 рр. У 2023 р. збільшилась кількість показників, що мають достовірне перевищення ГДК, зокрема: BSK_5 , XCK_{Mn} , вміст нітрогену амонійного та нітритного, заліза загального (Fe^{3+} і Fe^{2+}) та мангану. Крім вказаних причин підвищення концентрації сполук азоту у 2022 р. та, особливо, у 2023 р. можна пояснити також наслідком військових дій на Чернігівщині.

Для збереження чистоти води річок Стрижень, Білоус та Десна необхідним є очищення та поглиблення русла цих річок, зменшення замулення ложа. Крім того, є потреба у впровадженні нових технологій, серед іншого — багаторазове використання очищених стічних вод в технологічних процесах, реконструкція очисних споруд та мережі водовідведення від житлових будинків м. Чернігова. Для покращення екологічного стану цих річок необхідне відновлення їхніх природних екосистем шля-

хом зариблення рослинними видами риб: білим амуром, білим та строкатим товстолобом, тобто проведення біологічної меліорації.

Список використаної літератури

1. Доповідь про стан навколишнього природного середовища в Чернігівській області за 2021 рік. Департамент екології та природних ресурсів Чернігівської обласної державної адміністрації. Чернігів. 2021. 260 с. URL: <https://eco.cg.gov.ua/index.php?id=15801&tp=1&pg=>
2. Доповідь про стан навколишнього природного середовища в Чернігівській області за 2022 рік. Департамент екології та природних ресурсів Чернігівської обласної державної адміністрації. Чернігів. 2022. 246 с. URL: <https://eco.cg.gov.ua/index.php?id=15801&tp=1&pg=>
3. Доповідь про стан навколишнього природного середовища в Чернігівській області за 2023 рік. Департамент екології та природних ресурсів Чернігівської обласної державної адміністрації. Чернігів. 2023. 231 с. URL: <https://eco.cg.gov.ua/index.php?id=15801&tp=1&pg=>
4. Жежеря В.А., Линник П.М. Особливості динаміки окремих елементів гідрохімічного режиму малих водойм урбанізованої території: співіснуючі форми металів. *Гідробіол. журн.* 2022. Т. 58, № 3. С. 97—119.
5. Жежеря Т.П., Жежеря В.А., Линник П.М., Осипенко В.П. Гідрохімічна характеристика малих річок і водойм в межах урбанізованої території. *Гідробіол. журн.* 2024. Т. 60. № 5. С. 97—118.
6. Жиденко А.А., Кривопиша В.В. Источники загрязнения реки Десна в границах Черниговской области и их влияние на вылов рыбы: Сучасні проблеми теоретичної і практичної іхтіології: Матеріали VI Міжнар. іхтіол. наук.-практ. конф. (Тернопіль, 9—12 жовт. 2013 р.). Тернопіль: Вектор, 2013. С. 89—92.
7. Жиденко А.О., Паперник В.В. Моніторинг водних екосистем у контексті змін нормативної бази України на прикладі Чернігівської області. VIII з'їзд Гідроекол. тов-ва України «Перспективи гідроекологічних досліджень в контексті проблем довкілля та соціальних викликів», присвяченого 110 річчю заснування Дніпровської біологічної станції (Київ, 6—8 лист. 2019 р.). Київ, 2019. С. 321—323.
8. Кривопиша В.В., Жиденко А.О. Оцінка якості води річки Лисогор (Чернігівська обл.). *Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Серія: Біологія.* 2013. № 2 (55). С. 59—62.
9. Кривопиша В.В., Жиденко А.О. Зміни хімічного складу води річок Десна, Стрижень, Білоус та їх вплив на життєдіяльність риб: Сучасні проблеми теоретичної і практичної іхтіології: Матеріали IX Міжнар. іхтіол. наук.-практ. конф. (Одеса, 14—16 вер. 2016 р.). Одеса: Одеський держ. екол. ун-т, 2016. С. 141—144.
10. Линник П.М., Жежеря В.А., Линник Р.П. Міграційна здатність та потенційна біодоступність металів у донних відкладах поверхневих водних об'єктів (хіміко-аналітичні аспекти). *Гідробіол. журн.* 2024. Т. 60. № 4. С. 100—120.
11. Малі річки України NOVA ECOLOGIA Нова екологія URL: <http://www.nova-ecologia.org/voecos-2112-1.html> (дата звернення: 10.10.2024).
12. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / за ред. В.Д. Романенка. Київ: ЛОГОС, 2006. 408 с.
13. Мирон І.В. Використання та якість води річки Десни в межах Чернігівської області. *Наук. праці УкрНДГМІ.* 2003. Вип. 251. С. 150—155. https://uhmi.org.ua/pub/np/251/19_Muron.pdf
14. Панченко О. Як обстріли та бої впливають на наше довкілля. Запитуємо в українських та міжнародних фахівців (<https://www.the-village.com.ua/village/city/eco/326103-yak-strazhdae-ekologiya-cherez-obs>).
15. Паперник В.В., Жиденко А.О. Динаміка гідрохімічних показників річок Чернігівської області. *Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Серія: Біологія.* 2017. № 3 (70). С. 100—105.
16. Паперник В. В., Жиденко А. О. Характеристика та заходи поліпшення екологічного стану р. Стрижень: Сучасні проблеми теоретичної і практичної іхтіології:

Матеріали Х Міжнар. іхтіол. наук.-практ. конф. (Київ, 19—21 вер. 2017 р.). Київ, 2017. С. 266—271.

17. Паперник В. Жиденко А. Гідрохімічні показники середніх річок, приток р. Десни в умовах забруднення важкими металами. Природні ресурси прикордонних територій в умовах зміни клімату: Колективна монографія. Slupsk: Pomorska akademia, 2017. Р. 163—170.

18. Паперник В.В., Жиденко А.О. Динаміка гідрохімічних показників річок Десна і її притоки Стрижень. Освітні та наукові виміри природничих наук [Електронний ресурс]: зб. матеріалів III Всеукр. заоч. наук. конф. (м. Суми, 9 лист. 2022 р.). Суми: Сум. держ. пед. ун-т, 2022. С. 47—48.

19. Про затвердження Методичних рекомендацій з розроблення нормативів гранично допустимого скидання забруднюючих речовин у водні об'єкти із зворотними водами від 05.03.2021 № 173. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/rada/show/v0173926-21#Text> (дата звернення: 10.10.2024).

20. Про затвердження Гігієнічних нормативів якості води водних об'єктів для задоволення питних, господарсько-побутових та інших потреб населення від 02.05.2022 № 721. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0524-22#n13> (дата звернення: 10.10.2024).

21. Хільчевський В.К., Осадчий В.І., Курило С.М. Основи гідрохімії: підручник. Київ: Ніка-Центр, 2012. 312 с.

22. Чугай А.В., Глод А.В. Аналіз забруднення вод р. Десна в межах Чернігівської області: I Всеукр. наук.-практ. конф. з міжнар. участю «Екологія. Довкілля. Енергозбереження». Полтава: Полтав. політехніка, 2020. С. 75—77.

23. Екологічні наслідки і ризики воєнних дій на Чернігівщині / Л. Юрків та ін. Чернігів: Десна Поліграф, 2024. 60 с.

24. Ялівщина і Стрижень — частинки однієї екосистеми. Департамент екології та природних ресурсів Чернігівської обласної державної адміністрації. URL: <https://eco.cg.gov.ua/index.php?id=228427&tp=0> (дата звернення: 10.10.2024).

25. Baran A., Tarnawski M. Assessment of heavy metals mobility and toxicity in contaminated sediments by sequential extraction and a battery of bioassays. *Ecotoxicology*. 2015. Vol. 24. P. 1279—1293. DOI 10.1007/s10646-015-1499-4

26. Betancourt C., Jorge F., Surez R. et al. Manganese sources and cycling in a tropical eutrophic water supply reservoir, Paso Bonito Reservoir, Cuba. *Lake and Reservoir Management*. 2010. Vol. 26. P. 217—226.

27. Chugai A., Hlod A., Pylypiuk V. State and quality of water in the Desna river basin (within the Chernigiv region). *J. Environ. Probl.* 2021. Vol. 6, N 4. P. 226—232. DOI: <https://doi.org/10.23939/ep2021.04.226>

28. Ferrans L., Jani Y., Burlakovs J. et al. Chemical speciation of metals from marine sediments: Assessment of potential pollution risk while dredging, a case study in southern Sweden. *Chemosphere*. 2021. Vol. 263. Article number 128105. 9 p.

29. Klink A., Dambiec M., Polechoska L. Trace metal speciation in sediments and bioaccumulation in *Phragmites australis* as tools in environmental pollution monitoring. *Intern. J. Environ. Sci. Technol.* 2019. Vol. 16. P. 7611—7622.

30. Prabakaran K., Nagarajan R., Eswaramoorthi S. et al. Environmental significance and geochemical speciation of trace elements in Lower Baram River sediments. *Chemosphere*. 2019. Vol. 219. P. 933—953.

31. Saleem M., Iqbal J., Akhter G., Shah M.H. Fractionation, bioavailability, contamination and environmental risk of heavy metals in the sediments from a freshwater reservoir. *Pakistan. J. Geochem. Explor.* 2018. Vol. 184. P. 199—208.

Надійшла 11.11.2024

A.O. Zhydenko, Dr. Sci. (Biol.), Full Professor,
T.H. Shevchenko National University «Chernihiv Colehium»,
Chernihiv, Hetmana Polubotka str., 53, Ukraine,
e-mail: zaa2006@ukr.net,
ORCID:0000-0002-3070-1575

V.V. Papernyk, PhD (Biol.), Associate Professor,
T.H. Shevchenko National University «Chernihiv Colehium»,
Chernihiv, Hetmana Polubotka str., 53, Ukraine,
e-mail: kvv2009@ukr.net
ORCID:0000-0002-3219-9523

MONITORING OF HYDROCHEMICAL INDICATORS OF THE DESNA,
STRYZHEN, BILOUS RIVERS

The article analyses the dynamics of hydrochemical indicators of the Desna River and its tributaries Stryzhen and Bilous during 2021—2023. Qualitative and quantitative changes in the following parameters are described: dissolved oxygen, biochemical oxygen demand (BOD_5), chemical oxygen demand ($ChOD_{Mn}$), phosphate ions, ammonium, nitrite and nitrate nitrogen, total iron (Fe^{3+} and Fe^{2+}) and manganese in the water of the rivers: Desna, Stryzhen, Bilous. An increase in the concentration of pollutants in the water of the Desna River below the city of Chernihiv (after the tributaries Stryzhen and Bilous flow into it), compared to the water above the city of Chernihiv, was detected. A significant increase in the concentration of the following indicators was established: $ChOD_{Mn}$, nitrite nitrogen, total iron (Fe^{3+} and Fe^{2+}) and manganese in 2021—2022. In 2023, the number of indicators with a significant difference in exceeding the MPC increased, in particular: BOD_5 , $ChOD_{Mn}$, ammonium and nitrite nitrogen, total iron (Fe^{3+} and Fe^{2+}) and manganese. The water quality in the Desna River below the city of Chernihiv depends on abiotic factors: soil composition, water and air temperature, atmospheric pressure, precipitation, but to a greater extent on anthropogenic factors: the inflow of pollutants with surface runoff, discharge of untreated and insufficiently treated municipal wastewater and industrial waters; technogenic pollution due to military operations. The water quality of the Desna River is most affected by the waters of the Bilous River.

Key words: *Chernihiv Polissya (humid zone), BOD_5 , $ChOD_{Mn}$, ammonium and nitrite nitrogen, total iron (Fe^{3+} and Fe^{2+}), manganese, sources of pollution, recommendations.*

Hydrobiological Journal

Number 4

2025

CONTENTS

General Hydrobiology

- Yu.V. Pligin & N.I. Zheleznyak. Ponto-Caspian Polychaeta *Hypania invalida* (Grube, 1860) (Polychaeta, Ampharetidae) in the inland waters of Europe: modern distribution and hypothesis of paleorefugiums 3

Fish-Husbandry Hydrobiology and Ichthyology

- B.S. Hulak & S.G. Bushuiev. Population structure and fishery perspectives of sand smelt *Atherina boyeri* (Risso, 1810) in Ukrainian waters of the northwestern part of the Black Sea and the Tiligul estuary 25

Ecological Physiology and Biochemistry of Aquatic Plants

- M.M. Ismail, M.H. Mostafa, & G.M. El Zokm. Pharmacological aspects and HPLC profile of three Egyptian seaweeds via phenolic compounds; unraveling structure-activity relationships. 39

- T.O. Leontieva, Yu.G. Krot, O.M. Usenko, & Yu.M. Krasnyuk. Features of the formation of cenobies of green microalgae (Chlorophyta) when grown in artificial conditions 64

Ecological Physiology and Biochemistry of Aquatic Animals

- V.S. Markiv, V.O. Khomenchuk, & V.Z. Kurant. Influence of elevated concentrations of cobalt ions on the content of non-polar lipids in freshwater fish tissues 74

Sanitary and Technical Hydrobiology

- O.O. Protasov & I.O. Morozovska. Rapid assessment of fouling development in technical systems and in experimental conditions 87

Hydrochemistry

- A.O. Zhydenko, V.V. Papernyk. Monitoring of hydrochemical indicators of the Desna, Stryzhen, Bilous rivers 99



Індекс 74115

ISSN 0375-8990. Гідробіол. журн. 2025. Т. 61, № 4. 1-114

Гідробіологічний журнал. Т. 61, № 4, 2025