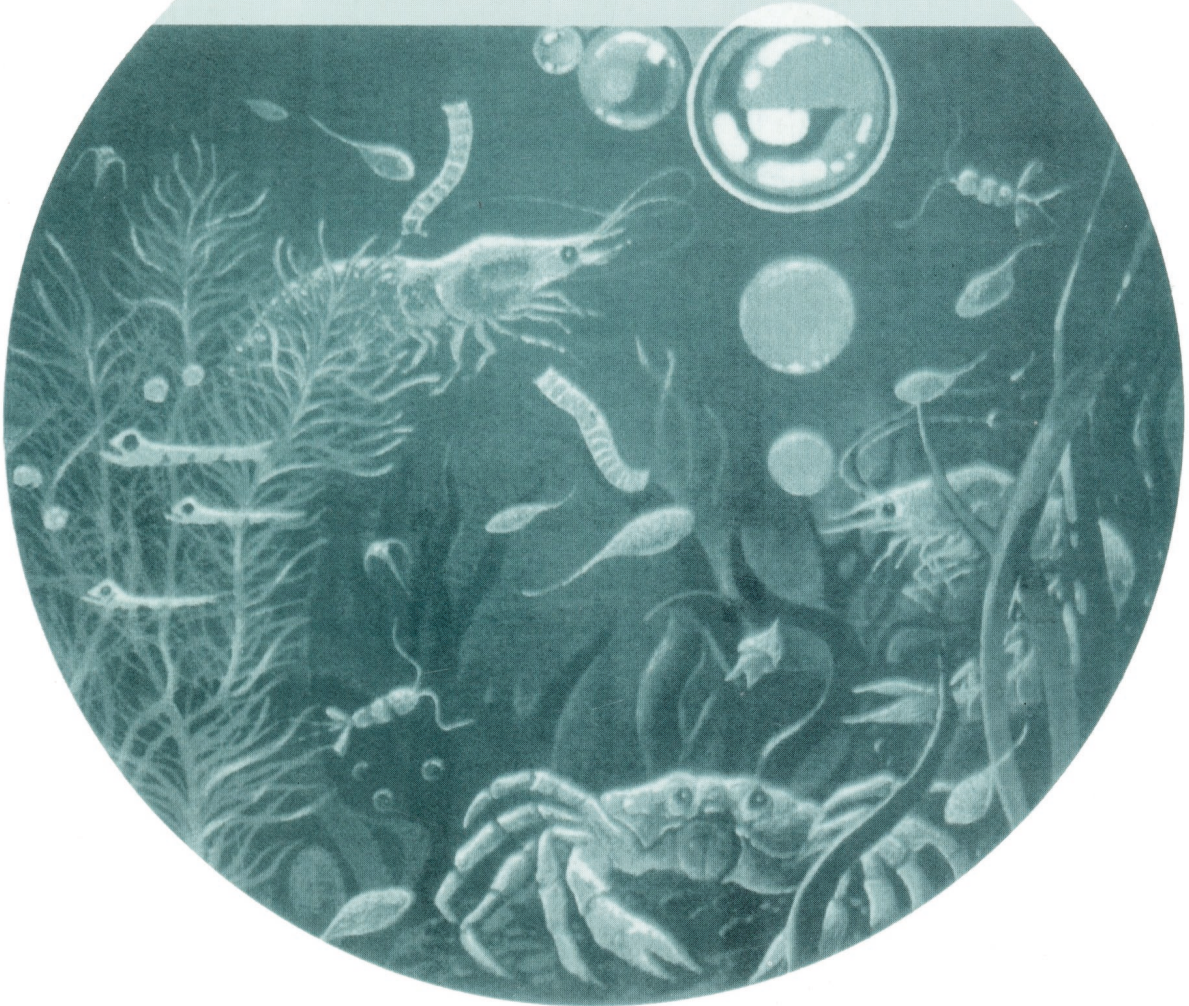


ISSN 0375-8990

ГІДРОБІОЛОГІЧНИЙ ЖУРНАЛ



1 (343)

ТОМ 58 • 2022

Засновники: Національна академія наук України та Інститут гідробіології НАН України

Видавець: Інститут гідробіології НАН України

Редакційна колегія

С.О. Афанасьєв, головний редактор, Ін-т гідробіології НАН України; *В.І. Юришинець*, заст. головного редактора, Ін-т гідробіології НАН України; *Л.І. Калініна*, відповідальний секретар редакції, Ін-т гідробіології НАН України; *Р. Банадук*, Ун-т Сібіу, Румунія; *Л. Бурлакова*, Буффало-коледж при Державному Університеті, США; *Д.І. Гудков*, Ін-т гідробіології НАН України; *М.Ю. Євтушенко*, Нац. ун-т біоресурсів і природокористування, Україна; *Йонгтуан Жу*, Ін-т міського середовища Китайської академії наук, КНР; *Б. Здановський*, Ін-т риб. госп. внутр. водойм, м. Ольштин, Польща; *О. Каратаєв*, Центр з вивчення Великих Озер, США; *П.Д. Клоченко*, Ін-т гідробіології НАН України; *Ю.Г. Крот*, Ін-т гідробіології НАН України; *П.М. Линник*, Ін-т гідробіології НАН України; *К. Оболевський*, Ун-т Казіміра Великого, Польща; *О.О. Протасов*, Ін-т гідробіології НАН України; *О.В. Романенко*, Нац. мед. ун-т ім. О.О. Богомольця, Україна; *В.Д. Романенко*, Ін-т гідробіології НАН України; *Я. 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

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

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

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

Editorial Board

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

ГІДРОБІОЛОГІЧНИЙ ЖУРНАЛ

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

1 (343)
том 58 • 2022

ЗМІСТ

Загальна гідробіологія

- Дьяченко Т.М. Макрофіти та їхні угруповання в песимальних умовах (огляд) 3
Клоченко П.Д., Шевченко Т.Ф., Харченко Г.В. Фітоепіфітон водойм Національного природного парку «Голосіївський» (Україна). 16

Водна флора і фауна

- Гулак Б.С., Леончик Є.Ю., Чащин О.К. Основні біологічні параметри популяції рапани *Rapana venosa* (Valenciennes, 1846) у північно-західній частині Чорного моря 30

Екологічна фізіологія і біохімія водних рослин

- Гречишкіна С.В., Ольхович О.П., Мусієнко М.М., Панюта О.О., Таран Н.Ю. Оцінка фізіологічних параметрів стійкості і перспективності використання *Salvinia natans* для вилучення колоїдних наночасток металів 47
Медведь В.О., Харченко Г.В. Пігментні і кількісні показники фітопланктону озер мегаполісу та оцінка їхнього трофічного статусу 57

Екологічна фізіологія і біохімія водних тварин

- Чубик І.Ю., Чеботар Г.В., Бік А., Чеботар С.В. Видова приналежність мідій північно-західного регіону Чорного моря за результатами молекулярно-генетичного аналізу. 71

Гідрохімія

- Линник П.М. Органічні речовини у воді водосховищ Дніпровського каскаду після зарегулювання стоку Дніпра 81

Затверджено до друку вченою радою інституту (протокол № 2 від 03.02.2022 р.)

Адреса редакції та видавця

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

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

Підп. до друку 28.03.2022. Формат 70×108/16. Гарн. Minion Pro.
Ум. друк. арк. 8,75. Обл.-вид. арк. 13,2. Тираж 150 прим. Зам. № 6572

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

УДК 581.526.3(575.826:504.7)

Т.М. ДЬЯЧЕНКО, к. б. н., ст. наук. співроб., ст. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна,
e-mail: t_dyachenko@ukr.net
ORCID 0000-0001-6513-9829

МАКРОФІТИ ТА ЇХНІ УГРУПОВАННЯ В ПЕСИМАЛЬНИХ УМОВАХ (ОГЛЯД)

На прикладі літературних матеріалів та власних досліджень розглядається розвиток водних макрофітів (передусім, вищих водних рослин) в умовах екологічного песимуму.

Ключові слова: водні макрофіти, екологічний песимум.

Розвиток водних макрофітів залежить від багатьох факторів. Крім необхідних для всіх рослин світла і певного інтервалу температур, це гідрологічні особливості водного об'єкта, фізичні та хімічні властивості води і донних відкладів, вплив біоти, характер і інтенсивність антропогенного навантаження. Вони мають різну значимість для рослин, але діють у комплексі, можуть посилювати чи послаблювати один одного. Тому один і той же вид рослин може зустрічатись у різному діапазоні дії того ж самого фактора. Мають значення його сила, час впливу, періодичність. Крім того, екологічна валентність різних видів неоднакова, як і тип їхніх еколого-фітоценотичних стратегій.

Провідними для всіх зелених рослин факторами є сонячна радіація (скоріше, її фотосинтетично активна частина) і температура. Від проникнення сонячної енергії на різну глибину (що пов'язано з географічними координатами водного об'єкта, кількістю суспензії у воді, її кольоровістю) і від відмінностей у пігментному апараті рослин залежить їхній розподіл по глибині. Більшість макрофітів — рослини тіньолюбні, світлове насичення у них настає при 5—10 % від повної сонячної радіації, а не при 50—60 %, як у світлолюбних видів. Тому досить висока інтенсивність світла в поверхневому метровому шарі води навіть пригнічує фотосинтез [25]. Згідно з літературними даними, в умовах України макрофіти можуть проникати до глибин 10—12 м [55, 58]. Ділянки з глибинними відмітками до 2 м, зазвичай, зайняті очеретами, до 3 м — рогозами, до 4 м — лататтям,

Ц и т у в а н н я: Дьяченко Т.М. Макрофіти та їхні угруповання в песимальних умовах (огляд). *Гідробіол. журн.* 2022. Т. 58. № 1. С. 3—15.

глибини до 6 м і більш характерні для рдесників, до 8 м — для мохів і харових водоростей [25, 37]. Наведені тут глибинні позначки в розподілі рослин не є абсолютними величинами. Наприклад, згідно з [42], зарості очерету (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud.) у річках відмічають на глибинах 1,0—1,5 м, в озерах — до 4 м. За нашими даними, в рукавах Кілійської дельти Дунаю очерет зустрічається до глибини 2,1—2,3 (3) м, на Олександрівському водосховищі (р. Південний Буг) він не просувається глибше 2 м. Харові водорості (*Chara* sp.) на оз. Нарочь (дані 1999 р.) домінували на глибинах 1,5—4,5 м, глибше (до 8—9 м) переважали угруповання водяної чуми канадської (*Elodea canadensis* Michx.) і куширу темно-зеленого (*Ceratophyllum demersum* L.) [6], а на оз. Світязь харові водорості поширені до глибини 13—15 м [20]. Доведено [30], що з глибиною не тільки збільшується загальний вміст пігментів, але і відношення фікобеліно-протеїнів до хлорофілу «а» і «в», що оптимізує швидкість фотосинтезу в умовах низької освітленості. З наростанням глибин разом зі зміною видового складу макрофітів може змінюватись екоморфа виду, що часто спостерігається у низькотравних гелофітів і рослин з плаваючим листям [25, 30, 36, 43], зменшується величина фітомаси [33] і кількість генеративних пагонів [15, 40, 42, 56, 57], а також колір рослин.

Слід зазначити, що водні рослини самі впливають на світлові і температурні умови мілководь. За інших рівних умов, надходження сонячної енергії на глибину знаходиться в зворотній залежності від величини проективного покриття макрофітів. При цьому кожен фітоценоз має свої особливості в розподілі світла і температур [35, 45, 52].

Поряд з розвитком на різних глибинах вищі водні рослини зустрічаються і на осушених біотопах. При цьому різке пересихання біотопу призводить до загибелі більшості гідрофітів та розвитку амфібійних видів. Для повітряно-водних рослин, зазвичай, в силу зменшення вмісту вологи в ґрунті відбувається зменшення розміру і фітомаси. Наприклад, після зарегулювання Дніпра та припинення весняних повеней збільшилось обсихання плавнів, фітомаса очерету знизилась з 10,5 (1957 р.) до 7,8 (1962 р.) т/га [42]. П.Г. Кроткевич [28], вивчаючи екологічні особливості *Phragmites australis*, зазначав, що якщо прийняти його фітомасу в біотопах, де вода знаходиться на поверхні ґрунту, за 100 %, то при зниженні її рівня на 25 см показники фітомаси складуть 75 % від вихідних, при зниженні на 100 см — всього 14 %. Дані Д.В. Дубини [15] також свідчать про те, що фітомаса очеретяних заростей знижується при зменшенні обводнення біотопу (рис. 1). Згідно з нашими дослідженнями, проведеними на водоймі-охолоджувачі Чорнобильської АЕС (липень 2013 р.), висота і щільність пагонів очерету в напрямку від берега до глибини 0,6 м змінювались від 2,8 м і 456 пагонів/м² до 3,4 м і 188 пагонів/м², фітомаса в повітряно-сухій масі — від 8,7 до 10,6 кг/м².

Короткочасне обсихання здатні переносити і деякі справжні водні рослини — глечики жовті (*Nuphar lutea* (L.) Smith), водопериця колосиста (*Myriophyllum spicatum* L.), рдесник вузлуватий (*Potamogeton nodosus* Poir.) і навіть азола каролінська (*Azolla caroliniana* Willd.). При цьому

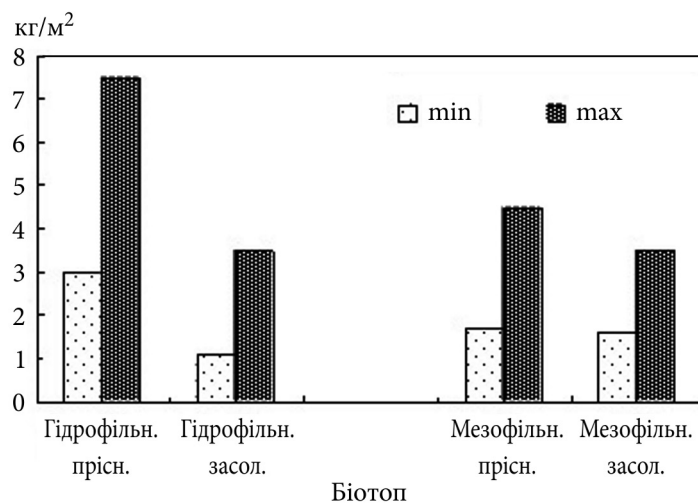


Рис. 1. Залежність фітомаси очерету звичайного від зволоженості та засолення біотопу (за [15])

утворюються особини менших розмірів з більш щільним, іноді аж до шкірястого, листям. Деякі види при цьому можуть цвісти (водопериця колосиста, глечики жовті, водяний горіх (*Trapa natans* L. s.l.) і навіть плодоносити (водопериця колосиста, глечики жовті *Nuphar lutea*) [32].

В. Лархер [29] відзначав, що водні рослини характеризуються більш вузьким температурним режимом (від -1 до +40 °C), ніж наземні. Вода, завдяки високій теплоємності, відрізняється значно більшою термостабільністю, ніж повітря і ґрунт. Мабуть, тому багато водних рослини є космополітами. Масовий їхній розвиток у середній смузі починається з прогріванням води до 7—10 °C і закінчується при охолодженні нижче 10—5 °C [25], тобто вегетаційний сезон вищих водних макрофітів обмежений приблизно цими температурами. Фітомаса більшості вегетуючих видів у кінці сезону значно знижується [8, 38, 47 та ін.]. Наприкінці жовтня 2002 р. на мілководдях (близько 2 м) річкової ділянки Канівського водосховища при температурі води 7 °C ми відмічали розріджені угруповання рдесника пронизанолистого (*Potamogeton perfoliatus* L.), водопериці колосистої, куширу темно-зеленого, фітомаса яких не перевищувала 1 % від літніх величин.

Зустрічаються водні рослини і в умовах вічної мерзлоти. Так, в Якутії і Магаданської області, з коротким, в континентальних районах жарким і посушливим, а в приморських — сирим і прохолодним літом, вегетаційний сезон водних рослин дуже короткий, всього 1—2 місяці. У малих річках та великих старічних, заплавлених і вододільних озерах спостерігається масовий розвиток рясок (*Lemna turionifera* Landolt, *L. trisulca* L.), куширу темно-зеленого, пухирчаток (*Utricularia macrorhiza* Leconte, *U. intermedia* Hayne, *U. minor* L.), рдесників (*Potamogeton alpinus* Balb, *P. sub-*

biricus Hagstr, *P. berchtoldii* Fieb., *P. perfoliatus* L. та ін.), водопериці (*Myriophyllum sibiricum* Kom.), їжачої голівки северної та вузьколистої (*Sparganium hyperboreum* Laest. ex Beurl., *S. affine* W. Schnizl.), глечиків малих (*Nuphar pumila* (Timm.) DC) та ін. При цьому одні і ті самі види у континентальних районах встигають пройти весь життєвий цикл, у прибережних районах — розмножуються лише вегетативно. У деяких водотоках та водоймах при температурі трохи вище 0 °C часто відмічається густий придонний килим з водних мохів [48].

Водні рослини в процесі еволюції виробили ряд пристосувань, що дозволяють переносити низькі зимові температури. Найбільш поширеними з них є розвиток підземних органів — кореневищ і бульб. Восени тут закладаються бруньки відновлення, сюди ж іде значний відтік поживних речовин, необхідних для розвитку нових пагонів. Багато видів (пухирчатка, альдрованда (*Aldrovanda vesiculosa* L.), жабурник (*Hydrocharis morsus-ranae* L.) та ін.) утворюють так звані туріони, або зимуючі бруньки (укорочені пагони з сильно скрученим листям), які зазвичай зимують на дні водойми і з яких навесні розвиваються нові особини. У теплолюбних видів туріони утворюються тільки біля північної межі ареалу. Деякі види можуть утворювати зимуючі розетки зародкових листків і бутонів (глечики), інші зимують у вигляді цілої рослини (спіродела (*Spirodela polyrrhyza* (L.) Schleid.), кушир, водяна чума, водопериця, деякі види рдесників). Такі «зимові форми», здебільшого, відрізняються зовнішнім виглядом і хімічним складом. Наприклад, вміст загального азоту і фосфору в листках «літньої» форми куширу становить 3,5 і 1,58 %, а у зимовій — відповідно 2,8 і 0,23 % [55]. Водопериця колосиста і водяна чума іноді зимують і у вигляді зимуючих бруньок. Різак (*Stratiotes aloides* L.), зазвичай, переживає зиму на дні водойми у вигляді молодих рослин, з листям або без нього, на дні зимує і спіродела, або як ціла рослина, або у вигляді зимуючих бруньок — рослин меншого розміру зі слабким розвитком повітряноносних порожнин [6, 32].

Температуру в 30—40 °C як максимум, при якому зустрічаються вищі водні рослини, відзначав свого часу і Р. Бібль [4]. Деякі дослідники [53] розглядають більш високу верхню межу — + 42—47 °C. Найбільш чутливими до температурних ушкоджень фізіологічними процесами рослин є фотосинтез і дихання. Дослідним шляхом встановлено, що відмінність порогових температур для різних видів водних рослин невелика — 39—44 °C [2]. Однак в природі рослини таких температур, зазвичай, не витримують. Наприклад, при підвищенні середньої температури води з 18 до 28 °C у водоймі-охолоджувачі Литовської ГРЕС [31] 33 види з 59 загинуло, особливо постраждали рослини з плаваючим листям і харові водорості. В.М. Катанская [21], вивчаючи рослинність водойм-охолоджувачів, показала, що висока температура може як стимулювати, так і пригнічувати розвиток вищих водних рослин. Наприклад, у Беловському водосховищі (водойма-охолоджувач Беловської ГРЕС, Кемеровська обл., Росія) виділяють три зони підігріву: сильного (температура влітку досягає 36 °C), помірного (де взимку практично не утворюється льодовий по-

крив) і зону слабого підігріву, де температурний режим близький до природного. Рослинність виділених зон істотно відрізняється, в першій розвиваються валіснерія (*Vallisneria spiralis* L.), рогіз (*Typha angustifolia* L.) та очерет, на ділянках з більш низькими температурами крім цих видів є рдесники, кушир і ряски. Скидання теплих вод у зоні сильного підігріву пригнічує розвиток, а у зоні помірного — стимулює, про що свідчать морфометричні показники і величина фітомаси валіснерії і рогозу. Довжина листка валіснерії у першій зоні не перевищувала 20—25 см, при максимальній ширині 0,4 см, в другій — відповідно 65—70 см і 1,5 см. Фітомаса *Vallisneria spiralis* у квітні на початку скидного каналу, де температура максимальна, становила 120, в його гирлі — 248, а у водосховищі — 376 г/м². Фітомаса *Typha angustifolia* (серпень 2009 р.) у зоні сильного підігріву досягала 996, а у зоні помірного — 1368 г м² повітряно-сухої маси [17].

Щодо **швидкості течії**, більшість видів квіткових рослин є реобіонтами (0,2—0,6 м/с). До реофілів (0,7—1,2 м/с) відносять прісноводні червоні і зелені водорості і деякі види квіткових рослин, до реоксенів (0—0,2 м/с) — пухирчатку, турчу (*Hottonia palustris* L.), водяну сосонку (*Nurpuris lanceolata* Retz.) [25]. Швидкість течії є різною як на різних типах річок (гірські і рівнинні), так і на ділянках однієї і тієї самої річки (плеса, перекати, відрізки зарегульованих річок), до того ж деякі макрофіти зустрічаються на донних відкладах різного гранулометричного складу. Тому дані щодо поширення видів у певному інтервалі швидкостей течії суперечливі.

Дослідження показують, що в гірських річках, де під час паводків швидкість течії досягає 5—7 м/с [26], судинні макрофіти практично не розвиваються. Відсутні вони і на перекатах рівнинних річок, якщо швидкість течії вище 1 м/с, але при менших значеннях (0,8 м/с) зустрічаються реофільні екоморфи тих самих видів, що трапляються на плесах: їжача голівка пряма (*Sparganium emersum* f. *fluitans*); стрілолист стрілолистий (*Sagittaria sagittifolia* f. *vallisnerifolia*); рдесник пронизанолистий f. *cordato-lanceolatus* та ін.) [3, 11, 12, 18 та ін.]. Наприкінці 40-х рр. минулого століття К.К. Зеров (18) зазначав практично повну відсутність рослинності в основному руслі і постійно діючих протоках середньої течії Дніпра. Лише поодинокі зустрічалися деякі повітряно-водні і занурені види, рдесник гребінчастий не витримував швидкостей вище 0,16 м/с, стрілолист — 0,25, сусак (*Butomus umbellatus* L.) — 0,36 м/с [18]. За даними В.В. Громова [7], у култувній зоні авандельти Волги рослинність відсутня через низьку прозорість (0,5—0,8 м) і сильну течію (1,3 м/с), яка руйнує фітоценози. За даними В.Г. Поліщука [41], на малих річках України розвиток зануреної рослинності і рослинності з плаваючим листям можливий при швидкості течії менше 0,30 м/с.

На водоймах, де переважає вітро-хвильове перемішування водних мас, розвиток рослин обмежений навантаженнями на їхні стебла і придонними швидкостями, які розмивають донні відклади. Наприклад, для угруповань глечиків та очерету, що ростуть на піщаних донних відкладах,

лімітуючими швидкостями є відповідно 5 і 9 см/с. При посиленні перемішування проективне покриття та фітомаса угруповань занурених рослин зменшуються. Рослини змінюються морфологічно, набуваючи розпростертої розеточної форми, що показано на прикладі валіснерії та водяної чуми в авандельті р. Волги [7]. На дрібнодисперсних мулах динамічний фактор не є визначальним, більш важлива наявність самого мулу, що не дозволяє рослинам закріпитися. [5]. Це положення підтверджено і роботами інших дослідників: В.М. Клокова. [23] на лимані Сасик, Т.Н. Дьяченко [9] — на придунайських лиманах.

Особливості рівневого режиму (який і сам є важливим фактором зміни температури, формування рельєфу дна, кисневого, хвильового, льодового режиму і режиму течій) найбільш яскраво проявляються у водосховищах, обумовлюючи характер їхнього заростання та швидкість сукцесій. Саме коливання рівня та тривалість затоплення чинять основний вплив на мінливість макрофітів і їхніх угруповань [46]. Водосховищам з розвинутою системою мілководь та практично постійним рівнем властиві розвинені угруповання гело- та гідрофітів, у розподілі рослинності виражена поясність. У водосховищах зі значним спрацюванням рівнів переважають зарості гелофітів [1]. Різкі міжсезонні і міжрічні коливання рівня призводять до зниження видового багатства, сприяють пануванню на мілководдях амфібійної рослинності і гірогелофітів. При річному спрацюванні рівня відсутня поясність у розподілі рослин, у будові і складі фітоценозів спостерігається строкатість. [3, 16, 43, 55 та ін.]. Максимального впливу на рослинність завдають спрацювання рівня у вегетаційний сезон. На думку дослідників дніпровських водосховищ, зниження рівня води на 1-2 м оздоровлює загальну екологічну ситуацію на мілководдях, тому що посилює проточність та загальмовує заболочування [19]. Коливання рівня, які перевищують цю величину, призводять до скорочення площ рослинності з плаваючим листям і зануреної [27].

У разі скидання води через гідроелектростанції, на верхніх ділянках рівнинних водосховищ, що розташовані нижче гребель, вплив на рослинність спричиняють як коливання рівня води, так і зміни швидкості течії. При цьому в основному руслі провідним фактором є велика швидкість стокових течій (1,4—2,5 м/с у Канівському та Кременчуцькому водосховищах) та викликана нею «переробка» донних ґрунтів, у придатковій мережі — коливання рівня. Показано [36], що при коливанні рівня в нижньому б'єфі Київської ГЕС в 1 м і стокових течіях, що тут виникають, розріджені зарості з'являються в основному руслі приблизно на відстані 5 км від греблі. Вони представлені переважно невеликими за розмірами зануреними рослинами і розташовані не відразу від урізу води, а на деякій глибині, яка є близькою до величини коливання рівня. Перепади рівня в додатковій мережі верхньої частини річкової ділянки Канівського водосховища становлять 0,6—1,0 м. Значного впливу на рослинність вони не чинять. Більше значення має наявність мілководь і мулистих донних відкладів. Найхарактерніші коливання рівня в нижньому б'єфі Канівської ГЕС складають близько 1,5 м, його перепади у придат-

ковій мережі верхньої частини річкової ділянки Кременчуцького водосховища досягають 1,3 м. У донних відкладах переважають промиті піски. Незважаючи на менші глибини, ніж в аналогічних частинах Канівського водосховища, вищі водні рослини тут практично не розвиваються. Спостерігаються лише розріджені ценози рдесника пронизанolistого та водяного хрину земноводного (*Rorippa amphibia* (L.) Bess.) з лепешняком великим (*Glyceria maxima* (C. Hartm.) Holmb.) [10].

Вплив на рослинність швидкості течії і коливань рівня води добре простежується і в гирлових ділянках великих річок. Наприклад, в основному руслі і рукавах Дунаю, у напрямку від м. Рені до м. Вилкове і гирлових ділянок Георгіївського, Сулинського і Бистрого рукавів (розташування станцій і характер донних відкладів наводяться в таблиці 1) гідрофіти з'являються лише на 3-й станції. Вище за течією, де перепади рівня у паводковий період досягають 4 і більше метрів та швидкості течії значна, поширені в основному гідрофіти (рис. 2).

Максимального розвитку гідрофіти досягають у нижній течії річки (на станціях № 9—11) та на станції № 8 (Сулинський рукав). Незначна кількість водних рослин на ст. № 6 пов'язана з днопоглиблювальними роботами в гирловій частині рукава Бистрий. У напрямку від верхніх ділянок (Дунай, Рені; Дунай, Ізмаїльський Чатал; Кілійський рукав, м. Кілія) до морського узбережжя (Сулинський рукав, 1 миля; Георгіївський рукав, 1 миля) загальна кількість видів гело- і гідрофітів збільшується

Таблиця 1

Деякі характеристики станцій досліджень

№	Місця розташування	Відстань від моря	Донні відклади
1	Дунай, м. Рені	71 миля (165 км)	Щільний глинистий мул
2	Дунай, Ізмаїльський Чатал	44 миля (116,5 км)	Щільний глинистий мул
3	Кілійський рук., м. Ізмаїл	94 км	Щільний глинистий мул з галькою
4	Кілійський рук., м. Кілія	48 км	В'язкий сірий мул
5	Кілійський рук., м. Вилкове	20 км	Піщаний мул
6	Бистрий рук.	1 км	Замулений пісок
7	Тульчинський рук., м. Тульча	35 миля	Глинистий мул з піском та галькою
8	Сулинський рук.	23 миля	Замулений пісок
9	Сулинський рук.	1 миля	Замулений пісок
10	Георгіївський рук., меандр Узліна		В'язкий сірий мул
11	Георгіївський рук.	1 миля	Замулений пісок

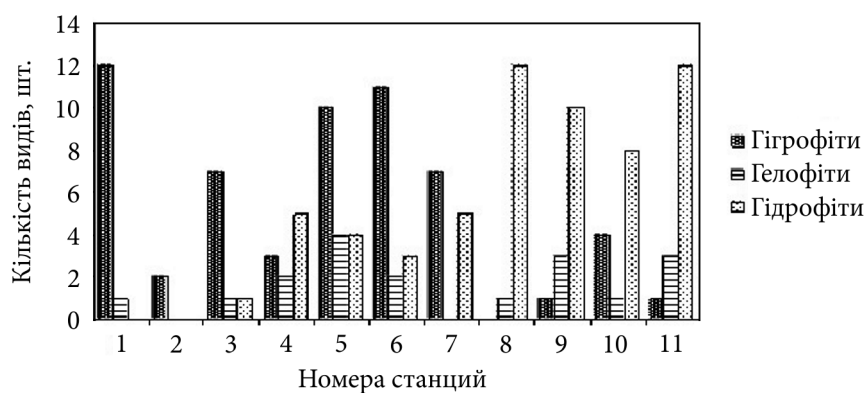


Рис. 2. Екологічна структура макрофітів у різних частинах гирлової області Дунаю [14]

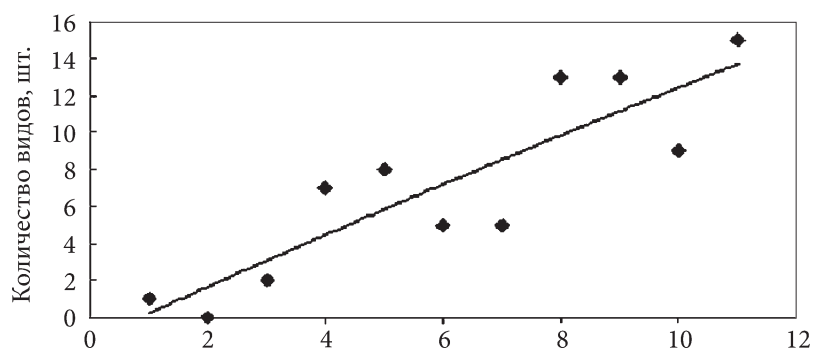


Рис. 3. Зміна видового багатства макрофітів вниз за течією Дунаю [14]

(рис. 3). Виняток (станції № 6 і 7) можна пояснити сезоном досліджень (кінець вересня — початок жовтня) і антропогенним впливом.

Результати більшості досліджень підтверджують, що у разі зростання **мінералізації** скорочується видове багатство макрофітів і зменшується їхня фітомаса (рис. 4). Першими випадають низькотравні гелофіти, види з плаваючим листям і занурені гідрофіти. Максимальне засолення витримують очерет, комиш табернемонтана (*Scirpus tabernaemontani* Gmel.), бульбокомиш морський (*Bolboschoenus maritimus* (L.) Palla), рдесник гребінчастий (*Potamogeton pectinatus* L.), водопериця колосиста і типові гідрогалофіти — камка мала (*Zostera noltii* Hornem.), цанікелія велика (*Zanichellia major* Boenn. ex Reichenb.) [22, 39, 49—51 та ін.]. При опрісненні водойм спостерігається зворотна картина, що можна простежити на прикладі опріснення лиману Сасик. Так, в 60-ті роки XX ст. мінералізація води у нижній і середній частинах лиману становила 14—15 г/дм³ (тобто близько 8 г/дм³ Cl⁻), у вершині — 11,4 г/дм³ (табл. 2). Водна флора налічу-

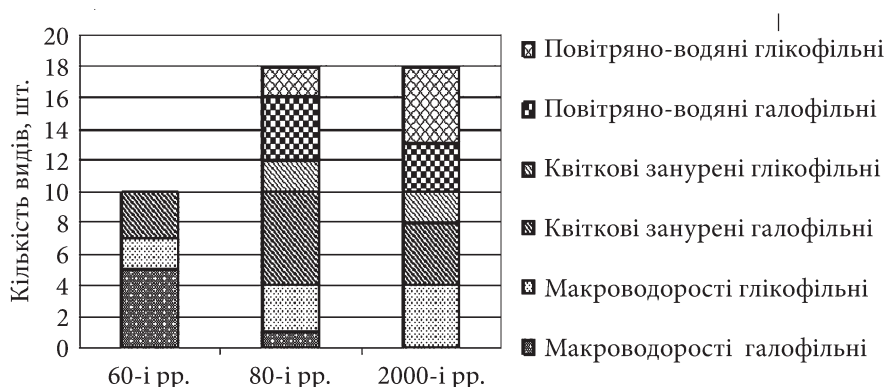


Рис. 4. Зміна видового та ценотичного багатства макрофітів озер Південного Уралу з ростом мінералізації [39]

вала сім видів макроводоростей та лише три види занурених квіткових рослин (камка мала, рдесник гребінчастий, цанікелія велика). Переважали галофільні види (п'ять видів водоростей і два — вищих водних рослин). Вже у 80-ті рр. XX ст. мінералізація значно зменшилась, повністю змінився і склад макрофітів — кількість видів збільшилася до 18, з яких водоростей залишилось лише чотири види (головним чином, нитчасті зелені, які переважали у верхів'ї у першій половині літа). Домінували у водосховищі угруповання гелофітів, що витримують засолення — очерет, бульбокомиш морський, з'явилися і глікофільні — рогіз вузьколистий, комиш озерний (*Scirpus lacustris* L). Занурені види помітної ролі у заростанні не відігравали, лише в нижній, найбільш опрісненій, частині водосховища розвивались види широкої екологічної амплітуди: рдесник гребінчастий, водопериця колосиста, зустрічались цанікелія велика і рдесник пронизанolistий [23, 24].

На початку 2000-х років. мінералізація води Сасицького водосховища ще зменшилась. Видове багатство макрофітів не змінилось, але зменшилась кількість видів квіткових галофільних рослин (рис. 5), а галофільні макроводорості зовсім зникли. Зі збільшенням мінералізації спос-

Таблиця 2

Показники мінералізації води Сасицького водосховища

Показники	60-ті роки XX ст.	1986—1987 рр.	2008—2010 рр.
Мінералізація, г/л	11,4—15,0	0,7—2,5	0,7—1,6
Cl ⁻ мг/л		167—953*	175—377
		366	307
SO ₄ ²⁻ , мг/л		135—579	262—297
		261	274

* Над рискою — діапазон коливань, під рискою — середнє значення.

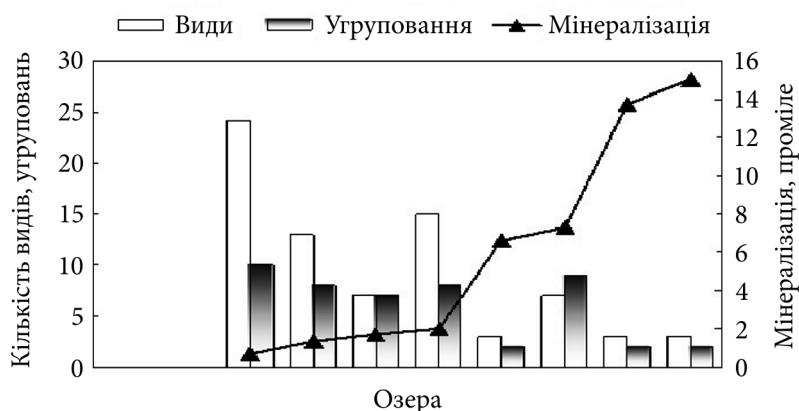


Рис. 5. Порівняння екологічної структури та видового багатства макрофітів лиману та водосховища Сасик

терігається зменшення величини фітомаси навіть для видів, які витримують досить високі її значення [15, 28, 39, 43 та ін.] (див. рис. 1). Згідно з нашими дослідженнями [9], середня фітомаса очерету в прісноводних гідрофільних біотопах Кілійської дельти становила 3,7, а в солонуватоводних — 1,7 кг/м² у повітряно-сухій масі.

Таким чином, аналіз літературного матеріалу та результатів власних досліджень показує, що при зміні оптимальних умов на песимальні може відбуватися зміна морфометричних характеристик, біоморфи та екологічних стратегій водних макрофітів, зменшуватись їхні фітомаса та проективне покриття. Змінюються також таксономічна, видова, екологічна структура рослинних угруповань та їхнє розміщення у водному об'єкті.

Список використаної літератури

1. Авакян А.Б., Ривьер И.К. Уровенный режим как фактор становления и функционирования экосистем водохранилищ. *Водн. ресурсы*. 2000. 27, № 4. С. 389—399.
2. Александров В.Д. Клетка, макромолекулы и температура. Ленинград : Наука, 1975. С. 13—102.
3. Белавская А.П. Изменение высшей водной растительности Рыбинского водохранилища в связи с колебаниями его уровня. *Тр. биол. станции Борок АН СССР*. 1958. Вып. 3. С. 125—141.
4. Библь Р. Цитологические основы экологии растений. Москва : Мир, 1965. 463 с.
5. Воронцов Ф.Ф., Распопов И.М., Слепухина Т.Д. и др. Значение волнового перемешивания водных масс как фактора, определяющего уровень развития донных биоценозов литорали и обмена вода-дно. Взаимодействие между водой и седиментами в озерах и водохранилищах. Ленинград : Наука, 1984. С. 94—106.
6. Гигевич Г.С., Власов Б.П., Вынаев Г.В. Высшие водные растения Беларуси: эколого-биологическая характеристика, использование и охрана. Минск : Белорус. гос. ун-т, 2001. С. 76—86.
7. Громов В.В. Водная и прибрежно-водная растительность авандельты р. Волги и Северного Каспия. *Journal of Siberian Federal University. Biology*. 2009. Vol. 3, N 2. Р. —298.

8. Довбня И.В. О сезонном изменении фитомассы сообществ макрофитов. Биология. внутр. вод. Информ. бюллетень. Ленинград : Наука, 1978. № 37. С. 29—33.
9. Дьяченко Т.М. Формування вищої водяної рослинності Дунайської гирлової області за сучасних екологічних умов : автореф. дис. ... канд. біол. наук. Київ, 1995. 23 с.
10. Дьяченко Т.Н. Высшая водная растительность речного участка Кременчугского водохранилища и ее участие в процессах самоочищения. *Актуальные проблемы водохранилищ*; Тез. докл. Всерос. конф., Борок, 29 окт. — 3 нояб. 2002г. Ярославль : Изд-во ИБВВ РАН, 2002. С. 94—95.
11. Дьяченко Т.Н., Бабко Р.В. Разнообразие макрофитов р. Ворсклы. Проблемы р. Ворсклы: Матеріали міжнародн. наук.-практич. семінару «Роль національних парків в навчально-виховній роботі», Охтирка 21—23 травня 2002 р. Охтирка, 2002. С. 33—35.
12. Дьяченко Т.Н. Синтксономический состав высшей водной растительности Хухрянского заказника. *Роль природно-заповід. територій у підтриманні біорізноманіття*; Тез. доп., Канів, 9—11 верес. Київ, 2003. С. 100—101.
13. Дьяченко Т.Н. Динамика макрофитов Сасыкского водохранилища. *Гидробиотаника-2010: Материалы I (VII) Междунар. конф. по водн. макрофитам*, пос. Борок, 9—13 окт. 2010 г. Ярославль : Принт-Хаус, 2010. С. 94—96.
14. Дьяченко Т.Н. Макрофиты в водотоках дельты Дуная. *Інтегроване управління водними ресурсами* : Наук. збірн. / Відп. ред. В.І. Щербак. Київ: ДІА, 2013. С. 230—239.
15. Дубина Д.В., Небесний В.Б., Прокопенко В.Ф. Геоботанична та ресурсна характеристика *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. гирлової області Дунаю. *Укр. ботан. журн.* 1992. Т. 49, № 1. С. 87—94.
16. Зарубина Е.Ю. Влияние уровня режима Новосибирского водохранилища на продукцию водных и прибрежно-водных фитоценозов. *Гидробиотаника 2015: Материалы VIII Всерос. конф. с междунар. участием по водн. макрофитам*, пос. Борок, 16—20 окт. 2015 г. Ярославль : Филигрань, 2015. С. 14—16.
17. Зарубина Е.Ю., Соколова М.И. Влияние подогретых сбросных вод на состав, структуру и высшей водной растительности водоема-охладителя Беловской ГРЭС (юг Западной Сибири). *Факторы устойчивости растений в экстремальных природных условиях и техногенной среде*. Материалы Всерос. науч. конф. Иркутск. 10—13 июня 2013 г. Иркутск: СИФИБР СО РАН, 2013. С. 320—323.
18. Зеров К.К. Дослідження заростання р. Дніпро в середній його течії. *Тр. Інститута гідробіології*, 1949. № 23. С. 36—55.
19. Зимбалева Л.Н. Сукцессии, мониторинг и прогнозы водных экосистем. *Гидробиол. журн.* 1985. Т. 21, № 3. С. 3—10.
20. Карпова Г.А., Зуб Л.Н. Современное состояние макрофитов озера Свитязь (Шацкие озера, Украина) в условиях нарастающей рекреационной нагрузки. *Озерные экосистемы: биологические процессы, антропогенная трансформация, качество воды*: Материалы 2-й Междунар. науч. конф. 22—26 сент. 2003 г. Минск — Нарочь. Минск : Белорус. гос. ун-т, 2003. С. 270—272.
21. Катанская В.М. Растительность водохранилищ-охладителей тепловых электростанций Советского Союза. Ленинград : Наука, 1979. 278 с.
22. Киприянова Л.М. Водная и прибрежно-водная растительность озер лесостепной зоны Обь-Иртышского междуречья. *Озерные экосистемы: биологические процессы, антропогенная трансформация, качество воды*: Материалы 2-й междунар. науч. конф. 22—26 сент. 2003 г., Минск — Нарочь. Минск : Белорус. гос. ун-т, 2003. С. 273—277.
23. Клоков В.М. Макрофиты и их развитие в водохранилище. Биопродуктивность и качество воды Сасыкского водохранилища в условиях его опреснения. Киев: Наук. думка, 1990. С. 74—84.

24. Клоков В.М., Дьяченко Т.М., Козина С.Я., Карпова Г.А. Изменения в растительном покрове лимана Сасык в связи с его опреснением. *Гидробиол. журн.* 1989. Т. 25, № 5. С.6—10.
25. Кокин К.А. Экология высших водных растений. Москва : Моск. гос. ун-т, 1982. 160 с.
26. Константинов А.С. Общая гидробиология. Москва : Высш. шк., 1986. 472 с.
27. Корелякова И.Л., Горбик В.П. Факторы, определяющие зарастание водохранилищ и основные закономерности этого процесса. Растительность и бактериальное население Днепра и его водохранилищ. Киев : Наук. думка, 1989. С. 230—239.
28. Кроткевич П.Г. Биолого-экологические свойства и народно-хозяйственное использование тростника обыкновенного : автореф. дис. ... докт. биол. наук. Киев, 1970. 70 с.
29. Лархер В. Экология растений. Москва : Мир, 1978. 384 с.
30. Лукина Л.Ф., Смирнова Н.Н. Физиология высших водных растений. Киев : Наук. думка, 1988. 185 с.
31. Марчуленене Д.П., Душаускене-Дуж Р.Ф., Мотенюнене Э.Б. и др. Влияние термического режима водоема на гидрофитоценозы. *Экология*. 1982. № 2. С. 49—55.
32. Матвеев В.И., Соловьева В.В., Саксонов С.В. Экология водных растений. Самара : Изд-во Самарского научного центра РАН, 2005. 282 с.
33. Мережко А.И., Смирнова Н.Н., Горбик В.П. Формирование зарослей рогоза узколистного и функциональная активность его корневой системы. *Гидробиол. журн.* 1979. Т. 15, № 1. С. 20—25.
34. Миркин Б.М., Наумова Л.Г. Современное состояние основных концепций науки о растительности. Уфа : АНРБ. Гилем, 2012. 488 с.
35. Некоторые черты гидрологического и метеорологического режимов. Термический режим. Мелководья Кременчугского водохранилища. Киев : Наук. думка, 1979. С. 14—24.
36. Оксийук О.П., Давыдов О.А., Дьяченко Т.Н. и др. Донная растительность речного участка Каневского водохранилища. Киев : Ин-т гидробиологии НАН Украины, 2005. 40 с.
37. Остапеня А.П., Жукова Т.В., Гигевич Г.С. та ін. Макрофиты в метаболизме оз. Нарочь. *Проблемы гидроэкологии на рубеже веков* : Тез. конф. 25—30 окт. 2000 г. Санкт-Петербург : ЗИН РАН, Рос. гидробиол. об-во. С. 129—131.
38. Папченков В.Г. К изучению сезонной динамики накопления растительной массы гелофитов. *Ботан. журн.* 1985. Т. 70. № 2. С. 208—214.
39. Петрова И.А. Высшая водная растительность озер южного Урала с различной степенью минерализации. *Гидробиол. журн.* 1978. Т. 14, № 5. С. 12—18.
40. Подлипенский В.П. Тростниковые заросли Нижнего Днепра в связи с вопросами улучшения их качественной структуры : автореф. дис. ... канд. биол. наук. Ростов-н/Д, 1973. 21 с.
41. Полищук В.В., Радзимовский Д.А., Коненко А.Д. та ін. Оценка изменений в составе ценозов малых рек Украины в условиях загрязнения, эвтрофирования и изменения водности. Биология самоочищения и формирования качества воды. Москва : Наука, 1975. С. 88—91.
42. Попов И.С. Тростниковые заросли как сырьевая база целлюлозно-бумажной промышленности. Москва : Лес. пром-сть, 1964. 243 с.
43. Потапов А.А. Зарастание водохранилищ при различном режиме уровней. *Ботан. журн.* 1959. Т. 44, № 9. С. 1271—1278.
44. Потульницький П.М. Вивчення водяних рослин у школі. Київ : Радянська шк., 1968. С.84—87
45. Сидоренко В.М., Шмаков В.М. Некоторые особенности гидрологического и гидрохимического режима мелководий Киевского водохранилища. *Гидрохим. материалы*. 1980. Т. 68. С. 22—31.
46. Соловьева В.В. Фиторазнообразие прибрежных экотонных малых водохранилищ Среднего Поволжья. *Гидрботаника 2015*: Материалы VIII Всерос. конф. с меж-

дунар. участием по водн. макрофитам, пос. Борок, 16—20 окт. 2015 г. Ярославль : Филлигрань, 2015. С. 50—53.

47. Цаплина Е.Н. Динамика биомассы рдеста пронзеннолистного и урути коло-систой в канале Днепр — Донбасс. *Гидробиол. журн.* 1990. Т. 26. № 6. С. 71—75.

48. Чемерис Е.В., Бобров А.А., Мочалова О.А. Водные растения крайнего северо-востока Азии: жизнь в экстремальных условиях. *Биология и медицинские науки. Сборник научно-популярных статей.* 2017. С. 72—80.

49. Шадрина Н.В. Сравнительный анализ водных ценофлор западноказахстанской степной провинции. *Гидробиотика: методология, методы: Материалы Школы по гидробиотике* (пос. Борок, 8—12 апр. 2003 г.). Рыбинск : Рыбинский Дом печати, 2003. С. 185—186.

50. Шехов А.Г. Фитоценотическая классификация Кубанских лиманов. *БВВ Информ. бюлл.* 1971, № 9. С. 13—18.

51. Шехов А.Г. Воздействие осолонения на гидромакрофиты Кубанских лиманов. *Экология.* 1974. № 5. С. 62—67.

52. Шмаков В.М. Гидролого-экологические аспекты режима солнечной энергии в водохранилищах Днепровского каскада. Киев : Наук. думка, 1988. 164 с.

53. Яковец О. Фитофизиология стресса. Минск : Белорус. гос. ун-т, 2009. 101 с.

54. Экзерцев В.А., Лисицына Л.И., Довбня И.В. Флора и продуктивность пелагических и литоральных фитоценозов водохранилищ бассейна Волги. Ленинград : Наука, 1990. 120 с.

55. Gessner. F. *Hydrobotanik.* Berlin: 1955. 517 p.

56. Dykyjova D., Hradecka D. Produktivity of reed-bed stands in relation to ecotype, microclimate and trophic conditions of the habitat. *Pol. Arch. Hydrobiol.* 1973. Vol. 20. P. 11—119.

57. Dykyjova D., Hradecka D. Production ecology of *Phragmites communis*. 1. Relation of two ecotypes to the microclimate and nutrient conditions of habitat. *Folia geobotanica phytotaxonomica.* 1976. Vol. 11, N 1. P. 23—61.

58. The functioning of freshwater ecosystems. International biological program. London, New York, Melbourne: Cambridge University Press, 1980.

Надійшла 20.07.2021

T.N. Dyachenko, PhD (Biol.), Senior Researcher, Senior Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
12 Geroiv Stalingrada Ave, Kyiv, 04210, Ukraine,
e-mail: t_dyachenko@ukr.net
ORCID 0000-0001-6513-9829

MACROPHITS AND THEIR COMMUNITIES IN PESIMAL CONDITIONS (A REVIEW)

On the basis of literature data and own research, the development of macrophytes and their communities under conditions of unfavorable for plants depths, temperatures, the mineralization level, the flow rate, as well as fluctuations in the water level and the degree of biotope drainage are considered.

When optimal conditions change to pessimal ones, the morphometric characteristics, biomorph, type of ecological strategies, a decrease in phytomass and projective cover may occur. The taxonomic, species, and ecological structure of plant communities and their placement in a water body are also changing.

Keywords: *aquatic macrophytes, ecological pessimum.*

УДК 574.583 (28) + 581.526.325

П.Д. КЛОЧЕНКО, д. б. н., проф., завідувач відділу,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: pklochenko@ukr.net

Т.Ф. ШЕВЧЕНКО, к. б. н., ст. наук. співроб., ст. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: tf_shevchenko@ukr.net

Г.В. ХАРЧЕНКО, к. б. н., наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна

ФІТОЕПІФІТОН ВОДОЙМ НАЦІОНАЛЬНОГО ПРИРОДНОГО ПАРКУ «ГОЛОСІЇВСЬКИЙ» (УКРАЇНА)

Вперше проведено порівняльне вивчення фітоепіфітону трьох систем ставків Національного природного парку «Голосіївський». Всього за період досліджень в обростанні вищих водних рослин знайдено 198 видів водоростей: 138 — у Китаївських, 136 — у Горіховатських та 113 — у Дідорівських ставках. Незважаючи на певну подібність видового складу, таксономічна структура фітоепіфітону відрізнялась. Відмічено низькі значення коефіцієнта рангової кореляції Кендела, розраховані за провідними родинками ($\tau = 0,30\text{—}0,64$) і провідними родами ($\tau = 0,46\text{—}0,48$). У різних системах ставків на повітряно-водних рослинах середня кількість видів водоростей епіфітону змінювалась від 18 до 23, на рослинах з плаваючим листям — від 16 до 30, а на занурених — від 26 до 35. На повітряно-водних рослинах у різних системах ставків середня чисельність водоростей епіфітону становила 0,106—0,651 млн. кл/г, біомаса — 0,11—0,93 мг/г, на рослинах з плаваючим листям — 2,757—5,168 млн. кл/г, біомаса — 4,39—6,50 мг/г, а на занурених рослинах — 6,265—7,237 млн. кл/г, біомаса — 8,13—20,04 мг/г. На рослинах усіх екологічних груп і в усіх системах ставків основу чисельності і біомаси фітоепіфітону становили Bacillariophyta і Chlorophyta. До складу домінуючого комплексу входило 35 видів водоростей із трьох відділів: Bacillariophyta (25 видів), Chlorophyta (7) і Charophyta (3). Комплекс домінуючих видів був досить подібним у Горіховатських і Китаївських, а також у Дідорівських і Китаївських ставках, і більше відрізнявся у Горіховатських і Дідорівських ставках. Виявлені відмінності у видовому складі, видовому багатстві, таксономічній структурі, кількісних показниках та у комплексі домінуючих видів фітоепіфітону, очевидно, обумовлені впливом комплексу як природних, так і антропогенних чинників.

Ключові слова: водорості епіфітону, таксономічна структура, кількісні показники, домінуючий комплекс, ставки, Національний природний парк «Голосіївський».

Ц и т у в а н н я: Клоченко П.Д., Шевченко Т.Ф., Харченко Г.В. Фітоепіфітон водойм Національного природного парку «Голосіївський» (Україна). *Гідробіол. журн.* 2022. Т. 58 № 1. С. 16—29.

На сучасному етапі особливої ваги набула проблема охорони навколишнього середовища та біорізноманіття. При цьому першочергова увага приділяється інвентаризації біоти об'єктів природно-заповідного фонду. Це обумовлено тим, що відсутність відомостей щодо живих організмів заповідних територій унеможливує проведення моніторингу навколишнього середовища, оскільки тільки у порівнянні з ними повинні визначатись зміни на інших територіях, а також ступінь і напрямки цих змін. Отримані відомості також можуть слугувати основою при розробці науково обґрунтованих, екологічно ефективних і технічно можливих управлінських рішень щодо збереження існуючого біорізноманіття.

Національний природний парк «Голосіївський» (НПП «Голосіївський») — єдиний в Україні національний природний парк, що знаходиться в межах мегаполісу. Він створений у 2007 р. з метою збереження, відтворення та раціонального використання особливо цінних природних комплексів та об'єктів північної частини Лісостепу, а також для поліпшення екологічного стану м. Києва. На території парку знаходиться ціла низка водойм. Більшість із них розташована неподалік багатопверхових житлових будинків, автомобільних доріг і зазнає посиленого рекреаційного навантаження, що обумовлює необхідність дослідження цих водних об'єктів.

Дані щодо альгофлори ставків Голосіївського парку містяться у цілій низці публікацій. Більшість із них стосується водоростей, що розвиваються у товщі води. Проте наявні роботи мають переважно фрагментарний характер і присвячені або окремим водоймам [15, 19], або ж певним таксонам [7—12, 26]. Виключення становить робота [23], в якій узагальнено матеріали щодо різноманіття планктонних водоростей 12 ставків НПП «Голосіївський». В цілому знайдено 272 види водоростей (284 внутрішньовидових таксонів включно з номенклатурним типом виду): 167 видів і внутрішньовидових таксонів — у Дідорівських ставках, 154 — у Горіховатських і 101 вид і внутрішньовидовий таксон водоростей — у Китаївських ставках. Характеризуючи ступінь вивченості альгофлори парку, необхідно зазначити, що поза належною увагою дослідників залишились водорості, які розвиваються в обростанні вищих водних рослин. Вони вивчалися лише в одному з Горіховатських ставків [17].

Проте варто наголосити, що ця екологічна група водоростей в альгофлористичному відношенні досліджувалась у водоймах інших об'єктів природно-заповідного фонду України, а саме: в НПП «Прип'ять-Стохід» [3, 20], НПП «Нижняосульський» [6, 21], НПП «Олешківські піски» [4], Державному дендрологічному парку «Олександрія» [27], регіональному ландшафтному парку «Нижньоворсклянський» [14], Дніпровсько-Орільському природному заповіднику [1] та Канівському природному заповіднику [5], але у більшості випадків без встановлення показників їхнього кількісного розвитку.

Мета роботи полягала у порівняльному вивченні таксономічної структури та кількісних показників розвитку фітоепіфітону в різних системах ставків НПП «Голосіївський».

Матеріал і методика досліджень

Дослідження проводили в липні — серпні 2019 р., проби альгологічного матеріалу відбирали в ставках, розташованих у НПП «Голосіївський» (50°22'47" N 30°30'21" E). Його територія належить до басейну Дніпра. По території парку протікає притока Дніпра — р. Віта, яка перетинає заказник «Лісники». У північній частині парку розташовані три каскади ставків, утворені внаслідок загачування річкових або струмкових долин. Вони включають Горіховатські ставки (на р. Горіховатка), Дідорівські ставки (на Дідорівському струмку) та Китаївські ставки (на Китаївському струмку). Кожний із каскадів складається із чотирьох з'єднаних між собою штучно створених водойм загальною площею відповідно 5,0, 10,3 і 4,3 га. Глибина ставків у центральній частині коливається від 0,5—1,0 до 2,0—3,0 м, а їхнє живлення відбувається переважно за рахунок джерельної та атмосферної води.

У досліджуваних водоймах значну роль відіграють водні макрофіти, що належать до трьох екологічних груп: повітряно-водні, занурені та з плаваючим листям. Найбільш різноманітною є група повітряно-водних рослин. Площа заростання водного дзеркала вищими водними рослинами у більшості випадків коливається від 5—7 до 30—40 % [2, 22]. Лише у верхньому за течією Горіховатському ставку в літній період майже все водне дзеркало (до 80 %) буває вкрите *Potamogeton natans* L.

Проби фітоепіфітону відбирали з 15 видів вищих водних рослин, що належать до трьох екологічних груп: повітряно-водних (*Butomus umbellatus* L. — сусак зонтичний, *Glyceria maxima* (C. Hartm.) Holmb. — лепешняк великий, *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. — очерет звичайний, *Scirpus lacustris* L. — комиш озерний, *Scirpus sylvaticus* L. — комиш лісовий, *Sparganium erectum* L. — їжача голівка пряма, *Sagittaria sagittifolia* L. — стрілолист звичайний, *Typha angustifolia* L. — рогіз вузьколистий, *Typha latifolia* L. — рогіз широколистий), з плаваючим листям (*Nuphar lutea* (L.) Smith — глечики жовті, *Trapa natans* L. — водяний горіх плаваючий, *Potamogeton natans* L. — рдесник плаваючий) та занурених (*Ceratophyllum demersum* L. — кушир занурений, *Myriophyllum spicatum* L. — водопериця колосиста, *Potamogeton pectinatus* L. — рдесник гребінчастий).

Відбір проб фітоепіфітону здійснювали, використовуючи загальноприйняті у практиці гідробіологічних досліджень методи [16]. Частину проб продилювали у живому стані, а інші (об'ємом 50 см³) фіксували 40 %-вим розчином формальдегіду (із кінцевою концентрацією 4 %). Видовий склад водоростей, знайдених у різних системах ставків, порівнювали з використанням коефіцієнта флористичної спільності (КФС) Серенсена [13]. Таксономічний аналіз проводили з використанням методів, прийнятих у порівняльній флористиці [18]. Чисельність фітоепіфітону визначали на рахунковій платівці у краплі об'ємом 0,1 см³, відібраної за допомогою штемпель-піпетки. Біомасу кожного виду водоростей розраховували методом геометричної подібності, приймаючи питому масу водоростей за одиницю. Чисельність та біомасу водоростей епіфітону роз-

раховували на 1 г повітряно-сухої маси рослини-субстрату і виражали відповідно у млн. кл/г і в мг/г. До числа домінантів відносили види, внесок яких у загальну чисельність фітоепіфітону у пробі становив > 10 %. Частоту домінування визначали як відношення кількості проб, де водорості домінували, до загальної кількості проб, відібраних у певній системі ставків.

Латинські назви таксонів водоростей наведені відповідно до класифікаційних систем [28—31].

Результати досліджень та їх обговорення

Всього за період досліджень в обростанні вищих водних рослин у ставках НПП «Голосіївський» знайдено 198 видів водоростей, представлених 206 внутрішньовидовими таксонами (включно з номенклатурним типом виду), із 8 відділів, 13 класів, 29 порядків, 50 родин і 83 родів. Основу видового багатства фітоепіфітону досліджених водойм (93,4 % загальної кількості знайдених видів) становили Bacillariophyta (77 видів), Chlo-

Таблиця 1

Видове багатство фітоепіфітону ставків НПП «Голосіївський»

Відділи	Ставки			В цілому
	Горіховатські	Дідорівські	Китаївські	
Cyanoprokaryota	$\frac{7}{5,1}$	$\frac{6}{5,3}$	$\frac{5}{3,6}$	$\frac{9}{4,5}$
Euglenophyta	$\frac{12}{8,8}$	$\frac{6}{5,3}$	$\frac{5}{3,6}$	$\frac{14}{7,1}$
Chrysophyta	$\frac{1}{0,7}$	—	—	$\frac{1}{0,5}$
Xanthophyta	—	—	$\frac{1}{0,7}$	$\frac{1}{0,5}$
Bacillariophyta	$\frac{64(68)}{47,1}$	$\frac{57(59)}{50,5}$	$\frac{50(52)}{36,2}$	$\frac{77(81)}{38,9}$
Dinophyta	$\frac{2}{1,5}$	$\frac{2}{1,8}$	$\frac{2}{1,5}$	$\frac{2}{1,0}$
Chlorophyta	$\frac{45(46)}{33,1}$	$\frac{38(39)}{33,6}$	$\frac{43(44)}{31,2}$	$\frac{59(62)}{29,8}$
Charophyta	$\frac{5}{3,7}$	$\frac{4}{3,5}$	$\frac{32(33)}{23,2}$	$\frac{35(36)}{17,7}$
Всього	$\frac{136(141)}{100}$	$\frac{113(116)}{100}$	$\frac{138(142)}{100}$	$\frac{198(206)}{100}$

П р и м і т к а. Над рисою — кількість видів в одиницях, під рисою — те саме у відсотках. В дужках зазначено кількість внутрішньовидових таксонів, включно з номенклатурним типом виду.

rophyta (59), Charophyta (35) і Euglenophyta (14). Водорості з інших відділів включали 1—9 видів (6,6 %) (табл. 1).

При цьому найбільшу кількість видів знайдено у Китаївських (138) та Горіховатських (136) і дещо меншу — у Дідорівських ставках (113). В усіх системах ставків найрізноманітніше представлені Bacillariophyta (36,2—50,5 % загальної кількості знайдених видів) і Chlorophyta (31,2—33,6 %). У Китаївських ставках суттєвим був внесок Charophyta (23,2 %), а у Горіховатських — Euglenophyta (8,8 %) (див. табл. 1).

На рівні класів флористичні спектри фітоепіфітону також відрізнялись, незважаючи на те, що в усіх системах ставків найбільшою кількістю представлені класи Bacillariophyceae (40—49 видів) і Chlorophyceae (33—39 видів), третє рангове місце у Горіховатських ставках займав клас Euglenophyceae (12 видів), у Дідорівських — Fragilariophyceae (6 видів), а в Китаївських — Zygnematomorphyceae (32 види).

В усіх трьох системах ставків за кількістю видів помітно виділявся порядок Sphaeropleales (30—36 видів), а також порядки Cymbellales (по 15 видів у кожній системі ставків) і Naviculales (10—18 видів). Тільки у Китаївських ставках більшою кількістю представлений порядок Desmidi-ales (30 видів), а в Горіховатських ставках — Euglenales (12 видів) (табл. 2).

Родини, що переважали за кількістю видів в усіх системах ставків, включали Scenedesmaceae (20—25 видів), Naviculaceae (8—10 видів), Cymbellaceae (по 8 видів у кожній системі) і Gomphonemataceae (по 6 видів у кожній системі). Тільки в Китаївських ставках найбільшою кіль-

Таблиця 2

Рангові місця, які займають провідні порядки водоростей епіфітону

Порядки	Ставки		
	Горіховатські	Дідорівські	Китаївські
Sphaeropleales	1(34)	1(30)	1(36)
Cymbellales	2(15)	3(15)	3(15)
Naviculales	3(15)	2(18)	4(10)
Euglenales	4(12)	5(6)	7(5)
Fragilariales	5(9)	4(6)	5(6)
Chlorellales	6(6)	8(4)	—
Achnanthales	7(5)	6(5)	6(5)
Rhopalodiales	8(4)	7(4)	8(4)
Thalassiosiphysales	9(3)	9(3)	9(3)
Desmidi-ales	10(3)	10(3)	2(30)
Bacillariales	—	—	10(3)

П р и м і т к а. «—» — порядок не входить до складу провідних. Тут і в табл. 3, 4 у дужках наведено кількість видів.

кістю видів представлена родина Desmidiaceae (28 видів). У Горіховатських ставках більшу кількість видів включали також родини Euglenaceae (12 видів) і Fragilariaceae (9) (табл. 3).

Роди водоростей, що переважали за кількістю видів в усіх трьох системах ставків, включали *Navicula* Bory (8—10 видів), *Desmodesmus* (Chodat) An et al. (6—8 видів) і *Gomphonema* (C. Agardh) Ehrenb. (по 6 видів у кожній системі). У Китаївських ставках за кількістю видів помітно переважав і був представлений найбільшою кількістю видів р. *Cosmarium* Corda ex Ralfs (21 вид). У Горіховатських ставках значною кількістю видів представлений також р. *Phacus* Dujard., а у Китаївських ставках — р. *Staurastrum* Meyen (6 видів), які в інших системах ставків навіть не входили до складу провідних (табл. 4).

Внесок провідних порядків у загальну кількість видів водоростей епіфітону, знайдених у Горіховатських ставках, складав 78,5 %, у Дідорівських — 83,9, а у Китаївських — 85,4, провідних родин — відповідно 63,7, 62,5 і 72,3, а провідних родів — 36,3, 40,2 і 49,6 %.

Таксономічна структура фітоепіфітону у різних системах ставків, як правило, відрізнялась, про що свідчать досить низькі значення коефіцієнта рангової кореляції Кендела, розраховані за провідними родиними ($\tau = 0,30—0,64$) і провідними родами ($\tau = 0,46—0,48$). Найбільші відмінності відмічені при порівнянні таксономічної структури Горіховатських і Китаївських ставків (значення коефіцієнта рангової кореляції Кендела, розраховані за провідними родиними, становили 0,30, а за провідни-

Таблиця 3
Рангові місця, які займають провідні родини водоростей епіфітону

Родини	Ставки		
	Горіховатські	Дідорівські	Китаївські
Scenedesmaceae	1(25)	1(20)	2(22)
Euglenaceae	2(12)	5(6)	9(5)
Fragilariaceae	3(9)	6(5)	6(6)
Naviculaceae	4(8)	2(10)	3(8)
Cymbellaceae	5(8)	3(8)	4(8)
Gomphonemataceae	6(6)	4(6)	5(6)
Hydrodictyaceae	7(5)	7(5)	7(6)
Oocystaceae	8(5)	—	—
Rhopalodiaceae	9(4)	8(4)	10(4)
Selenastaceae	10(4)	—	8(6)
Desmidiaceae	—	10(3)	1(28)
Achnanthaceae	—	9(3)	—

П р и м і т к а. «—» — родина не входить до складу провідних.

ми родами — 0,48). Дещо більша подібність встановлена при порівнянні таксономічної структури фітоепіфітону Китаївських і Дідорівських ставків ($\tau = 0,55$ і $0,46$ відповідно), а також Горіховатських і Дідорівських ставків ($\tau = 0,64$ і $0,48$ відповідно).

Видовий склад водоростей епіфітону, знайдених у різних системах ставків, був досить подібним (значення КФС склали 66—72 %). При цьому більша подібність встановлена при порівнянні видового складу фітоепіфітону Горіховатських і Дідорівських ставків (КФС = 72 %). Найбільшою подібністю характеризувався видовий склад Bacillariophyta (КФС = 77—79 %) і Chlorophyta (КФС = 71—73 %). Натомість досліджувані водойми різко відрізнялись за видовим складом Charophyta (КФС = 16 %).

У різних системах ставків кількість видів водоростей епіфітону на вищих водних рослинах у межах однієї екологічної групи, а також на рослинах, які належать до різних екологічних груп, значно коливалась. При цьому максимальна кількість видів перевищувала їхню мінімальну кількість у 1,1— 4,0 рази. На повітряно-водних рослинах середня кількість видів водоростей епіфітону змінювалась від 18 до 23, на рослинах з плава-

Таблиця 4

Рангові місця, які займають провідні роди водоростей епіфітону

Роди	Ставки		
	Горіховатські	Дідорівські	Китаївські
<i>Navicula</i> Bory	1(8)	1(10)	2(8)
<i>Desmodesmus</i> (Chodat) An et al.	2(7)	2(6)	3(8)
<i>Gomphonema</i> (C. Agardh) Ehrenb.	3(6)	3(6)	4(6)
<i>Scenedesmus</i> Meyen	4(5)	4(5)	6(5)
<i>Phacus</i> Dujard.	5(5)	—	—
<i>Encyonema</i> Kütz.	6(4)	6(3)	8(4)
<i>Coelastrum</i> Nägeli	7(4)	—	—
<i>Euglena</i> Ehrenb.	8(4)	—	—
<i>Fragilaria</i> Lyngb.	9(3)	—	—
<i>Cymbella</i> C. Agardh	10(3)	5(3)	7(4)
<i>Cosmarium</i> Corda ex Ralfs	—	10(3)	1(21)
<i>Staurastrum</i> Meyen	—	—	5(6)
<i>Synedra</i> Ehrenb.	—	—	9(3)
<i>Amphrora</i> Ehrenb.	—	7(3)	10(3)
<i>Pinnularia</i> Ehrenb.	—	8(3)	—
<i>Epithemia</i> Bréb.	—	9(3)	—

Примітка. «—» — рід не входить до складу провідних.

ючим листям — від 16 до 30, а на занурених рослинах — від 26 до 35. На рослинах усіх трьох екологічних груп середня кількість видів водоростей була максимальною у Китаївських ставках (23, 30 і 35 відповідно на повітряно-водних, рослинах з плаваючим листям і занурених) (табл. 5).

Кількісні показники розвитку фітоепіфітону в різних системах ставків на вищих водних рослинах у межах однієї екологічної групи, а також на рослинах, які належать до різних екологічних груп, суттєво відрізнялись. На повітряно-водних рослинах середня чисельність водоростей епіфітону становила 0,106—0,651 млн. кл/г, біомаса — 0,11—0,93 мг/г, на рослинах з плаваючим листям — 2,757—5,168 млн. кл/г, біомаса — 4,39—6,50 мг/г, а на занурених рослинах — 6,265—7,237 млн. кл/г, біомаса — 8,13—20,04 мг/г. На рослинах усіх трьох екологічних груп найбільші середні значення чисельності і біомаси водоростей зареєстровані в Горіховатських ставках: на повітряно-водних — 0,651 млн. кл/г і 0,93 мг/г, на рослинах з плаваючим листям — 5,168 млн. кл/г і 6,50 мг/г, а на занурених

Таблиця 5

Показники розвитку водоростей епіфітону на вищих водних рослинах різних екологічних груп у ставках НПП «Голосіївський»

Ставки	Кількість видів	Чисельність, млн. кл/г	Біомаса, мг/г
Повітряно-водні рослини			
Горіховатські	7–28	0,102–2,084	0,09–3,15
	18	0,651	0,93
Дідорівські	17–36	0,009–1,350	0,02–2,25
	22	0,431	0,61
Китаївські	14–31	0,021–0,252	0,01–0,33
	23	0,106	0,11
Рослини з плаваючим листям			
Горіховатські	11–20	1,104–8,255	1,74–10,07
	17	5,168	6,50
Дідорівські	12–18	0,155–5,166	2,07–6,47
	16	3,235	4,98
Китаївські	28–32	1,610–4,338	1,07–8,19
	30	2,757	4,39
Занурені рослини			
Горіховатські	23–44	3,686–9,827	5,82–31,50
	34	7,237	20,04
Дідорівські	19–35	1,281–17,110	1,52–16,13
	26	6,424	8,92
Китаївські	29–48	0,967–10,644	1,60–23,86
	35	6,265	8,13

Примітка. Над рискою наведено межі коливань кількості видів, чисельності і біомаси фітоепіфітону, а під рискою — їхні середні значення.

рослинах — 7,237 млн. кл/г і 20,04 мг/г. Найнижчі середні значення чисельності і біомаси водоростей відмічені у Китаївських ставках (див. табл. 5).

Найбільшу кількість видів та найвищі кількісні показники розвитку фітоепіфітону на занурених рослинах спостерігали і в інших водоймах [24, 25].

В усіх системах ставків і на вищих водних рослинах усіх екологічних груп основу чисельності і біомаси фітоепіфітону становили Bacillariophyta і Chlorophyta.

У Горіховатських ставках за чисельністю переважали діатомові водорості (66 % відібраних проб), їхній внесок у загальну чисельність фітоепіфітону становив 70,3—98,2 %. Зелені водорості домінували рідше (34 % відібраних проб), їхня частка в загальній чисельності становила 63,2—82,5 %. За біомасою практично в усіх пробах (97 %) переважали діатомові водорості (83,3—98,2 %). Зелені водорості домінували рідше (3 %), їхній внесок становив 58,3—70,4 %.

У Дідорівських ставках також за чисельністю переважали Bacillariophyta (62 % відібраних проб), їхній внесок становив 68,7—82,9 %. За біомасою діатомові водорості переважали частіше (72 %), а їхня частка становила 83,5—95,3 %. Частота домінування Chlorophyta становила 38 % за чисельністю і 28 % — за біомасою.

У Китаївських ставках частота домінування Bacillariophyta і Chlorophyta за чисельністю була практично однаковою (51 і 49 %), внесок діатомових водоростей становив 49,5—91,3 %, а зелених — 48,9—72,2 %. За біомасою частіше переважали діатомові (74 %), їхня частка становила 68,9—92,1 %. Зелені водорості домінували рідше (25 %) — 41,3—81,8 %. Звертає на себе увагу досить високий внесок Charophyta у загальну біомасу фітоепіфітону, який в окремих випадках досягав 35,0—36,5 %. При цьому частка харофітових водоростей у загальній чисельності не перевищувала 0,5—12,2 %.

До складу домінуючого комплексу входило 35 видів водоростей із трьох відділів, серед яких переважали Bacillariophyta — 25 видів, Chlorophyta представлені 7 видами, а Charophyta — 3 видами. В усіх трьох системах ставків домінували 8 видів водоростей, які належали до Bacillariophyta: *Synedra ulna* (Nitzsch) Ehrenb., *Cymbella cistula* (A. Hempel in A. Hempel et Ehrenb.) Kirchn., *Cymbella tumida* (Bréb.) van Heurck, *Encyonema caespitosum* Kütz., *Gomphonema gracile* Ehrenb., *Gomphonema truncatum* Ehrenb., *Planothidium lanceolatum* (Bréb. ex Kütz.) Round et Bukht., *Cocconeis placentula* Ehrenb. Звертає на себе увагу той факт, що види р. *Navicula* Bory домінували тільки у Дідорівських і Китаївських ставках, а види родів *Ctenophora* (Grun.) D.M. Williams et Round, *Amphora* Ehrenb., *Rhopalodia* O. Müll., *Epithemia* Bréb. — тільки у Дідорівських ставках. Тільки в Горіховатських ставках домінували *Melosira varians* C. Agardh, *Gomphonema parvulum* Kütz., *Craticula cuspidata* (Kütz.) D.G. Mann і *Nitzschia palea* (Kütz.) W. Sm. Представники Chlorophyta і Charophyta домінували переважно в Китаївських ставках (табл. 6).

Таблиця 6

Види водоростей епіфітону, які домінують у ставках НПП «Голосіївський»

Види водоростей	Ставки		
	Горіховатські	Дідорівські	Китаївські
Bacillariophyta			
<i>Melosira varians</i> C. Agardh	<i>d</i>	+	+
<i>Ctenophora pulchella</i> (Ralfs ex. Kütz.) D.M. Williams & Round	—	<i>d</i>	—
<i>Fragilaria crotonensis</i> Kitt.	+	+	<i>d</i>
<i>Synedra acus</i> Kütz.	<i>d</i>	+	<i>d</i>
<i>Synedra ulna</i> (Nitzsch) Ehrenb.	<i>d</i>	<i>d</i>	<i>d</i>
<i>Cymbella cistula</i> (A. Hempel in A. Hempel et Ehrenb.) Kirchn.	<i>d</i>	<i>d</i>	<i>d</i>
<i>Cymbella tumida</i> (Bréb.) van Heurck	<i>d</i>	<i>d</i>	<i>d</i>
<i>Encyonema caespitosum</i> Kütz.	<i>d</i>	<i>d</i>	<i>d</i>
<i>Gomphonema gracile</i> Ehrenb.	<i>d</i>	<i>d</i>	<i>d</i>
<i>Gomphonema parvulum</i> Kütz.	<i>d</i>	+	+
<i>Gomphonema truncatum</i> Ehrenb.	<i>d</i>	<i>d</i>	<i>d</i>
<i>Planothidium lanceolatum</i> (Bréb. ex Kütz.) Round et Bukht.	<i>d</i>	<i>d</i>	<i>d</i>
<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenb.	<i>d</i>	<i>d</i>	<i>d</i>
<i>Navicula capitatoradiata</i> H. Germ.	+	<i>d</i>	+
<i>Navicula cryptocephala</i> Kütz.	+	+	<i>d</i>
<i>Navicula veneta</i> Kütz.	+	<i>d</i>	<i>d</i>
<i>Navicula viridula</i> (Kütz.) Ehrenb.	+	<i>d</i>	<i>d</i>
<i>Craticula cuspidata</i> (Kütz.) D.G. Mann	<i>d</i>	+	+
<i>Amphora pediculus</i> (Kütz.) Grunow	+	<i>d</i>	+
<i>Amphora veneta</i> Kütz.	+	<i>d</i>	+
<i>Nitzschia palea</i> (Kütz.) W. Sm.	<i>d</i>	+	+
<i>Rhopalodia gibba</i> (Ehrenb.) O. Müll.	+	<i>d</i>	+
<i>Epithemia adnata</i> (Kütz.) Bréb.	+	<i>d</i>	+
<i>Epithemia sorex</i> Kütz.	+	<i>d</i>	+

Продовження табл. 6

Види водоростей	Ставки		
	Горіховатські	Дідорівські	Китаївські
<i>Epithemia turgida</i> (Ehrenb.) Kütz.	+	<i>d</i>	+
Chlorophyta			
<i>Pediastrum duplex</i> Meyen	<i>d</i>	+	+
<i>Pediastrum tetras</i> (Ehrenb.) Ralfs	+	+	<i>d</i>
<i>Monoraphidium irregulare</i> (G. Sm.) Komárk.-Legn.	—	+	<i>d</i>
<i>Acutodesmus acuminatus</i> (Lagerh.) P. Tsarenko	+	+	<i>d</i>
<i>Acutodesmus pectinatus</i> (Meyen) P. Tsarenko	+	+	<i>d</i>
<i>Coelastrum pseudomicroporum</i> Korschikov	+	+	<i>d</i>
<i>Desmodesmus opoliensis</i> (P.G. Richter) E. Hegew.	<i>d</i>	+	+
Charophyta			
<i>Closterium leibleinii</i> Kütz.	<i>d</i>	—	+
<i>Cosmarium granatum</i> Bréb.	+	+	<i>d</i>
<i>Cosmarium humile</i> Nordst. ex De Toni	—	+	<i>d</i>

П р и м і т к а. «*d*» — домінуючий вид; «+» — вид не входить до складу домінуючого комплексу; «—» — вид не знайдено.

В цілому ж комплекс домінуючих видів був досить подібним у Горіховатських і Китаївських ставках (КФС = 54 %) та у Дідорівських і Китаївських ставках (КФС = 53 %) і більше відрізнявся у Горіховатських і Дідорівських ставках (КФС = 47 %).

Висновки

Вперше проведено порівняльне вивчення фітоепіфітону трьох систем ставків НПП «Голосіївський». Всього за період досліджень в обростанні вищих водних рослин знайдено 198 видів водоростей: 138 — у Китаївських, 136 — у Горіховатських та 113 — у Дідорівських ставках.

Незважаючи на певну подібність видового складу, таксономічна структура фітоепіфітону відрізнялась на рівні відділів, а також на рівні провідних класів, порядків, родин і родів. Відмічено низькі значення коефіцієнта рангової кореляції Кендела, розраховані за провідними родами ($\tau = 0,30—0,64$) і провідним родами ($\tau = 0,46—0,48$).

У різних системах ставків видове багатство фітоепіфітону, а також кількісні показники його розвитку на вищих рослинах у межах однієї екологічної групи, а також на рослинах, що належать до різних екологічних груп, значно коливались. На повітряно-водних рослинах середня кількість видів водоростей епіфітону змінювалась від 18 до 23, на рослинах з плаваючим листям — від 16 до 30, а на занурених рослинах — від 26 до 35. Середня чисельність водоростей епіфітону на повітряно-водних рослинах становила 0,106—0,651 млн. кл/г, біомаса — 0,11—0,93 мг/г, на рослинах з плаваючим листям — 2,757—5,168 млн. кл/г, біомаса — 4,39—6,50 мг/г, а на занурених рослинах — 6,265—7,237 млн. кл/г, біомаса — 8,13—20,04 мг/г. На рослинах усіх трьох екологічних груп середня кількість видів водоростей була максимальною у Китаївських ставках, а найбільш високі середні значення чисельності і біомаси зареєстровані в Горіховатських ставках.

На вищих водних рослинах усіх екологічних груп і в усіх системах ставків основу чисельності і біомаси фітоепіфітону становили Bacillariophyta і Chlorophyta.

До складу домінуючого комплексу входило 35 видів водоростей із трьох відділів: Bacillariophyta (25 видів), Chlorophyta (7) і Charophyta (3). В усіх трьох системах ставків домінували вісім видів діатомових водоростей. Комплекс домінуючих видів був досить подібним у Горіховатських і Китаївських, а також у Дідорівських і Китаївських ставках, і більше відрізнявся у Горіховатських і Дідорівських ставках.

Виявлені відмінності у видовому складі, видовому багатстві, таксономічній структурі, кількісних показниках та у комплексі домінуючих видів фітоепіфітону трьох систем НПП «Голосіївський», очевидно, обумовлені впливом комплексу як природних, так і антропогенних чинників.

Отримані дані істотно доповнюють відомості щодо альгофлори водойм природоохоронних територій і, зокрема, НПП «Голосіївський».

Список використаної літератури

1. Герасимова О.В. Видовой состав водорослей водоемов разного типа Днепровско-Орельского природного заповедника (Украина). *Альгология*. 2006. Т. 16, № 1. С. 92—104.
2. Екологічний стан водних об'єктів урбанізованих територій. Китаївські ставки / П.М. Линник, В.А. Жежеря, С.В. Батог, Т.П. Жежеря, П.Д. Клоченко, Т.Ф. Шевченко, О.Л. Савицький, І.Б. Зубенко, Я.С. Іванечко. Ін-т гідробіології НАН України. Київ : Логос, 2015. 76 с.
3. Конищук М.А. Альгофлора Национального природного парка «Припять-Стохид» (Волынская обл., Украина). *Альгология*. 2017. Т. 27, № 2. С. 163—179.
4. Кривенда А.А., Бова Д.О. Матеріали до вивчення діатомових водоростей Козаче-Лагерської арени Національного природного парку «Олешківські піски» (Україна). *Чорномор. ботан. журн.* 2011. Т. 7, № 3. С. 276—282.
5. Кривенда А.А., Ектор Л., Костіков І.Ю., Друа Ж.-К. Нові та рідкісні види планктону та перифітону Канівського природного заповідника. *Заповідна справа в Україні*. 2007. Т. 13, № 1—2. С. 51—56.

6. Кривошея О.Н., Капустин Д.А. Видовое разнообразие *Bacillariophyta* Национального природного парка «Нижнесульский» (Украина). *Альгология*. 2019. Т. 19, № 3. С. 298—321.
7. Лилицкая Г.Г. Зеленые жгутиковые водоросли малых водоемов г. Киева и его окрестностей. 1. *Prasinophyceae*, *Chlorophyceae* (*Dunaliellales*). *Альгология*. 2004. Т. 14, № 2. С. 185—193.
8. Лилицкая Г.Г. Зеленые жгутиковые водоросли малых водоемов г. Киева и его окрестностей. 2. *Chlamydomonadaceae* (*Chlorophyceae*). *Там же*. 2004. Т. 14, № 3. С. 348—358.
9. Лилицкая Г.Г. Зеленые жгутиковые водоросли малых водоемов г. Киева и его окрестностей. 3. *Chlorophyceae*: *Chlamydomonadales* (*Phacotaceae*) и *Volvocales*. *Там же*. 2004. Т. 14, № 4. С. 438—444.
10. Лилицкая Г.Г. *Bacillariophyta* малых водоемов г. Киева (Украина) 1. *Naviculales*. *Там же*. 2016. Т. 26, № 2. С. 163—184.
11. Лилицкая Г.Г. *Bacillariophyta* малых водоемов г. Киева (Украина) 2. Бесшовные диатомеи (сем. *Fragilariaceae*, *Diatomaceae*, *Tabellariaceae*). *Там же*. 2016. Т. 26, № 3. С. 263—279.
12. Лилицкая Г.Г. *Bacillariophyta* малых водоемов г. Киева (Украина) 3. *Coscinodiscophyceae*. *Там же*. 2018. Т. 28, № 1. С. 18—39.
13. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод (за ред. В.Д. Романенка). Київ : ЛОГОС, 2006. 408 с.
14. Райда О.В. Водорості водойм регіонального ландшафтного парку «Нижньоворсклянський» (Україна) : Автореф. дис.... канд. біол. наук. Київ, 2013. 21 с.
15. Семенюк Н.Є. Кількісне різноманіття фітопланктону водойм м. Києва в залежності від гідрохімічного режиму. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*. 2009. Т. 14. С. 206—213.
16. Топачевский А.В., Масюк Н.П. Пресноводные водоросли Украинской ССР. Киев: Вища шк. 1984. 333 с.
17. Харченко Г.В. Особенности видового состава эпифитных водорослей водоемов г. Киева. *Альгология*. 2008. Т. 18, № 2. С. 80—90.
18. Шмидт В.М. Статистические методы в сравнительной флористике. Ленинград : Изд-во Ленингр. ун-та, 1980. 176 с.
19. Щербак В.І. Структурно-функціональна організація фітопланктону деяких різнотипних водойм м. Києва. Екологічний стан водойм м. Києва. Київ : Фітосоціоцентр, 2005. С. 97—109.
20. Щербак В.І., Майстрова Н.В., Морозова А.О., Семенюк Н.Є. Національний природний парк «Припять-Стохід». Різноманіття альгофлори і гідрохімічна характеристика акваландшафтів. Київ : Фітосоціоцентр, 2011. 164 с.
21. Щербак В.И., Семенюк Н.Е., Рудик-Леуская Н.Я. Акваландшафтное и биологическое разнообразие Национального природного парка «Нижнесульский». Киев : Фитосоциоцентр, 2014. 266 с.
22. Ivanova I.Yu., Kharchenko G.V., Klochenko P.D. Higher aquatic vegetation of water bodies of the town of Kiev. *Hydrobiol. J.* 2007. Vol. 43, N 3. P. 36—56.
23. Klochenko P.D., Tsarenko P.M., Ivanova I.Yu. Peculiarities of phytoplankton species composition in water bodies of the Goloseyevo National Natural Park (Kiev). *Ibid.* 2010. Vol. 46, N 3. P. 36—44.
24. Klochenko P.D., Shevchenko T.F. Phytoepiphyton of macrophytes of various ecological groups of the Kiev Reservoir. *Ibid.* 2016. Vol. 52, N 6. P. 3—16.
25. Klochenko P., Shevchenko T. Distribution of epiphytic algae on macrophytes of various ecological groups (the case study of water bodies in the Dnieper River basin). *Oceanol. Hydrobiol. St.* 2017. Vol. 46, Issue 3. P. 283—293.
26. Lilitkaya G.G., Klochenko P.D., Shevchenko T.F. First record of *Chrysococcus rufescens* Klebs f. *tripora* J.W.G. Lund (*Chrysophyta*) in Ukraine. *Hydrobiol. J.* 2017. Vol. 53, N 3. P. 44—51.

27. Shevchenko T.F., Klochenko P.D., Bilous O.P. Response of epiphytic algae to heavy pollution of water bodies. *Water Environ. Res.* 2018. Vol. 90, N 8. P. 706—718.
28. Tsarenko P.M., Wasser S.P., Nevo E. Algae of Ukraine: diversity, nomenclature, taxonomy, ecology and geography. Cyanoprokaryota, Euglenophyta, Chrysophyta, Xanthophyta, Raphidophyta, Phaeophyta, Dinophyta, Cryptophyta, Glaucocystophyta, Rhodophyta. (Vol. 1). Ruggell: Gantner Verlag, 2006. 713 p.
29. Tsarenko P.M., Wasser S.P., Nevo E. Algae of Ukraine: diversity, nomenclature, taxonomy, ecology and geography. Bacillariophyta. (Vol. 2). Ruggell: Gantner Verlag, 2009. 413 p.
30. Tsarenko P.M., Wasser S.P., Nevo E. Algae of Ukraine: diversity, nomenclature, taxonomy, ecology and geography. Chlorophyta. (Vol. 3). Ruggell: Gantner Verlag, 2011. 511 p.
31. Tsarenko P.M., Wasser S.P., Nevo E. Algae of Ukraine: diversity, nomenclature, taxonomy, ecology and geography. Charophyta. (Vol. 4). Ruggell: Gantner Verlag, 2014. 703 p.

Надійшла 17.01.2022

P.D. Klochenko, Dr. Sci. (Biol.), Prof., Head of Department,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
12 Geroyiv Stalingrada Ave, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: pklochenko@ukr.net

T.F. Shevchenko, PhD (Biol.), Senior Researcher, Senior Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
12 Geroyiv Stalingrada Ave, Kyiv, 04210, Ukraine

G.V. Kharchenko, PhD (Biol.), Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
12 Geroyiv Stalingrada Ave, Kyiv, 04210, Ukraine

EPIPHYTON ALGAE OF THE WATER BODIES OF THE «GOLOSIYIVSKY»
NATIONAL NATURE PARK (UKRAINE)

Comparative studies of epiphyton algae occurring in three systems of ponds of the «Golosiivsky» National Nature Park were carried out for the first time. On the whole, 198 algal species were found in the fouling of higher aquatic plants during the period of investigations: 138 — in the Kytayevo ponds, 136 — in the Gorikhovatka ponds, and 113 — in the Didorivka ponds. Despite of a certain similarity of the species composition, the taxonomic structure of phytoepiphyton differed. Low values of the Kendall rank correlation coefficient were established in terms of leading families ($\tau = 0,30—0,64$) and leading genera ($\tau = 0,46—0,48$). In different systems of ponds, the average number of algal species on emergent plants varied from 18 to 23, on plants with floating leaves — from 16 to 30, whereas on submerged plants — from 26 to 35. On the emergent plants occurring in different systems of ponds, the average numbers of epiphyton algae accounted for 0,106—0,651 million cells/g, biomass — 0,11—0,93 mg/g, on plants with floating leaves — 2,757—5,168 million cells/g, biomass — 4,39—6,50 mg/g, whereas on submerged plants — 6,265—7,237 million cells/g, biomass — 8,13—20,04 mg/g. On higher aquatic plants of all ecological groups and in all systems of ponds, mainly Bacillariophyta and Chlorophyta prevailed in terms of their numbers and biomass. The complex of dominants included 35 algal species of three divisions: Bacillariophyta (25 species), Chlorophyta (7), and Charophyta (3). The complex of dominants was rather similar in the Gorikhovatka and Kytayevo ponds, and also in the Didorivka and Kytayevo ponds, and somewhat differed in the Gorikhovatka and Didorivka ponds. It is likely that the revealed difference in the species composition, species richness, taxonomic structure, quantitative indices, and in the complex of dominants are accounted for by the complex of both natural and anthropogenic factors.

Keywords: epiphyton algae, taxonomic structure, quantitative indices, dominant complex, ponds, the «Golosiivsky» National Nature Park.

УДК. 574, 639.27

Б.С. ГУЛАК, аспірант¹, наук. співроб.²,

¹Одеський національний університет імені І.І. Мечникова,
вул. Дворянська, 2, Одеса, 65082, Україна,

²Одеський центр Південного науково-дослідного інституту морського рибальства
та океанографії

просп. Шевченка, 12, Одеса, 65058, Україна
gulak.bogdan94@gmail.com
ORCID 0000-0002-5991-3715

Є.Ю. ЛЕОНЧИК, к.ф.-м.н.¹, доцент, ст. наук. співроб.²,

¹Одеський національний університет імені І.І. Мечникова,
вул. Дворянська, 2, Одеса, 65082, Україна,

²Одеський центр Південного науково-дослідного інституту морського рибальства
та океанографії

просп. Шевченка, 12, Одеса, 65058, Україна
leonchik@ukr.net
ORCID 0000-0003-1494-0741

О.К. ЧАЩИН, к. б. н., пров. наук. співроб.,

Одеський центр Південного науково-дослідного інституту морського рибальства
та океанографії

alchashchin@gmail.com
ORCID 0000-0002-4780-4044

ОСНОВНІ БІОЛОГІЧНІ ПАРАМЕТРИ ПОПУЛЯЦІЇ РАПАНИ *RAPANA VENOSA* У ПІВНІЧНО-ЗАХІДНІЙ ЧАСТИНІ ЧОРНОГО МОРЯ

На основі аналізу проб з 69 уловів бім-тралів і семи водолазних зборів у північно-західній частині Чорного моря у період з 2018 по 2020 рр. було отримано дані про вікову, статеву та розмірно-масову структуру популяції рапани *Rapana venosa* (Valenciennes, 1846). Всього було проаналізовано 9783 особини. Для достовірного визначення віку попередньо на масовому матеріалі провели роботу по виявленню варіабельності морфології черепашок і розташування нерестових (річних) міток. Рапана в уловах була представлена дванадцятьма віковими групами від 2+ до 13+, основну частку складали особини віком 7—8 років. Встановлено, що співвідношення самців і самок у цілому близько до 1 : 1, однак у молодших вікових групах переважають самки, у старших — самці, що пов'язано з вищою природною смертністю самок. Для оцінки природної смертності методом ProdBiot використовували значення параметрів росту з рівняння Берталанфі. Середнє значення коефіцієнта природної смертності у популяції становило 0,41. Незважаючи на те, що в останні роки рапана стала основним об'єктом промислу і її виловлення суттєво зросло, структура по-

Ц и т у в а н н я: Гулак Б.С., Леончик Є.Ю., Чашин О.К. Основні біологічні параметри популяції рапани *Rapana venosa* (Valenciennes, 1846) у північно-західній частині Чорного моря. Гідробіол. журн. 2022. Т. 58. № 1. С. 30—46.

пуляції до теперішнього часу не зазнає істотних змін. Вочевидь це пояснюється високою плодючістю цього вида-вселення, який не має природних ворогів, і високою чисельністю кормових об'єктів на мілководному шельфі України.

Ключові слова: рапана, черепашка, вік, статева структура, природна смертність, ріст.

Черевонігий молюск рапана *Rapana venosa* (Valenciennes, 1846) є випадковим інтродуцентом, вперше зареєстрованим у Чорному морі у 1947 р. [6]. Нативний ареал охоплює північно-західну частину Тихого океану. Як відомо, у Чорному морі рапана не має природних ворогів, тому її чисельність обмежується лише кількістю корму та промисловою діяльністю людини.

У перші десятиріччя після вселення рапани зустрічалась переважно у східній та південній частинах Чорного моря, які характеризуються найбільшою солоністю. Запас рапани у водах Керченської протоки у 1988—1992 рр. був на рівні 7074—9252 т, а у північно-східній частині становив 6950 т [9]. До 2000-х років у розпріснених водах північно-західної частини чисельність рапани була у вкрай низькою [12]. Однак в останні два десятиріччя процес її адаптації до життя в воді зі зниженою солоністю значно прискорився. Так, у Жебріянській бухті перший екземпляр було знайдено у 2005 р. [2], а вже через 12 років цей район моря став одним з найважливіших для промислу. Цей молюск став масово зустрічатись навіть на мілководдях, які прилягають до гирл великих річок — Дунаю, Дніпра та Дністра [5].

Рапана може мешкати на різних ґрунтах: кам'янистому, піщаному, черепашковому, піщано-черепашковому, замуленому. Деякі автори вказують, що вона надає перевагу піщаним ґрунтам [22], що, вочевидь, пояснюється тим, що подібний субстрат дозволяє накопуватись та витримувати несприятливі зміни середовища (різкі коливання температури, гіпоксію та ін.). Спектр живлення рапани досить широкий, основні кормові об'єкти — двостулкові молюски-фільтратори мідія *Mytilus galloprovincialis* (Lamarck, 1819), мітілястер *Mytilaster lineatus* (Gmelin, 1791), хамелея *Chamelea gallina* (Linnaeus, 1758), анадара *Anadara inaequalis* (Bruguière, 1789) та церастодерма *Cerastoderma glaucum* (Bruguière, 1789), стулки яких вона просвердлює за допомогою радули або відкриває за допомогою м'язової ноги. Внаслідок поширення рапани у Чорному морі було практично знищено багато поселень аборигенних молюсків, постраждали устричні та мідійні банки [9, 27].

Дослідження у районі острова Зміїного показали, що одна особина рапани розміром 62—84 мм у середньому за добу споживає 1,35 г м'яса мідії. Це призводить до скорочення об'ємів фільтрації на 922—2235 л [3]. Відповідно, погіршується якість морського середовища, насамперед через порушення процесів седиментації та збільшення кількості органічних речовин у воді. Таким чином, рапана сприяє евтрофікації та появи літніх заморних явищ у північно-західній частині Чорного моря [27].

Таблиця 1
Улови рапани у північно-західній частині Чорного моря і загалом по басейну, тон [23]

Роки	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
Україна	190	225	180	509	644	200	369	1060	1375	5562	11043	6305
Румунія	0	12	218	588	1338	1953	4460	6504	9244	7330	6814	4115
Всі країни	7861	12832	9862	13783	15173	13242	18240	21756	24336	22197	33057	20818

Промисел рапани у Чорному морі почався з 1960-х років, спочатку її добували водолазним способом, поступово став розвиватись промисел і активними знаряддями лову — драгами і донними бім-тралами. Спочатку найбільшу кількість рапани видобували у водах Болгарії — від 3 до 4,9 тис. т на рік, незабаром найбільших уловів досягла Туреччина [23]. Починаючи з 2010 р. стали швидко рости улови України та Румунії, які до 2020 р. досягли близько 50 % загального улову всіх чорноморських країн (табл. 1). У 2017—2020 рр. частка рапани склала 70 % загального видобутку водних біоресурсів України у Чорному морі. Встановлено, що біомаса рапани у його північно-західній частині цій ділянці досягає 28,9 тис. т [5].

У дослідженнях рапани, які проводились у північно-західній частині Чорного моря до теперішнього часу, основна увага приділялась морфології [4, 11], фізіології і генетичній структури популяції [8]. Однак дані щодо вікової, статевої та розмірно-масової структури популяції у цьому районі залишаються фрагментарними [13, 14], що унеможливорює оцінку її ресурсів. Тому метою роботи було вивчити розмірно-масову, вікову і статеву структуру популяції рапани, особливості її росту і оцінити природну смертність для подальшого моделювання популяції і розробки заходів щодо раціонального промислового використання її запасу.

Матеріал і методика досліджень

Матеріали для досліджень зібрано у 2018—2020 рр. із 69 уловів бім-тралів і семи водолазних зборів (табл. 2). Збори здійснювали на акваторії шельфу, обмеженій на півдні морським кордоном України та Румунії, а на північному сході — основою коси Тендра (на захід від меридіану 32.00 ° сх. д.). Особливу увагу приділяли ділянкам масових скупчень рапани у місцях промислу: акваторія прилегла до Тендровської коси, Одеська і Дністровська банки та прибережна зона від с. Лебедівка до гирла Дунаю. Облови бім-тралами проводили на судах довжиною 12—24 м. Використовували бім-тралі з шириною гирла 2,9—4,2 м, оснащені мішками для улову з використанням комбінації делі та сталевої кольчуги з вічком 35—

60 мм. Тралення проводили на глибинах 5—30 м впродовж 0,5—2 год. Водолазні збори здійснювали на глибинах 5—10 м, використовуючи легководолазне спорядження. Реєстрували координати, час початку та закінчення кожного тралення, глибину з даних ехолоту, улов кожного тралення. При вивантаженні і сортуванні улову відмічали тип ґрунту, частку пустих черепашок, живих і мертвих молюсків, наявність макрофітів і об'єктів живлення рапани.

Для біологічного аналізу з улову випадковим чином відбирали 100—150 екз. Довжину (висоту) черепашок вимірювали штангенциркулем з точністю до 0,01 мм. Масову частку м'якого тіла та кількість м'яса, придатного до споживання в їжу, визначали після препарування заморожених при -18°C молюсків. Зважування проводили на електронних вагах з точністю до 0,1 г. Стать визначали за наявністю копулятивного органу або за кольором гонад [16, 17]. Вік особин визначали за кількістю нерестових міток, які утворюються на поверхні черепашки внаслідок уповільнення росту молюска. Оскільки перший нерест у рапани відбувається на третьому році життя [15], то загальний вік визначали як $n+2+$, де n — кількість нерестових міток.

Статистичну обробку отриманих даних здійснювали за загальноприйнятими методиками з використанням програм Microsoft Excel 2016 та Statistica 2010. Для порівняння середніх значень довжини і маси рапани використовували t -критерій Стьюдента. Перевірку нормальності розподілів здійснювали за критерієм узгодженості Колмогорова — Смірнова [10]. Коефіцієнти природної смертності рапани (M) розраховували за методом ProdBiom, який рекомендовано застосовувати для донних видів. При цьому використовували значення коефіцієнтів Гекслі та Берталанфі, встановлені на основі даних щодо розмірно-вікової структури популяцій молюсків [20]. Для роботи моделі ProdBiom як програмне забезпечення використовували R-скрипт [24].

Результати досліджень та їх обговорення

Особливості морфологічних структур черепашки рапани, що вказують на її вік. З самого початку вивчення вікової структури популяції рапани виявлено значну варіабельність скульптурних елементів черепашки, за якими зазвичай визначається вік. У зв'язку з цим попередньо був проведений аналіз особливостей скульптури найбільш типових черепашок та змін їх морфології за сезонами року. На початку вересня на зов-

Таблиця 2

Обсяг проаналізованого матеріалу (2018—2020 рр.)

Роки	2018	2019	2020	Всього
Кількість проб з уловів, од.	11	18	47	76
Проміри довжини та маси, екз.	1323	3099	4981	9783
Визначення статі та віку, екз.	1004	746	1819	3569

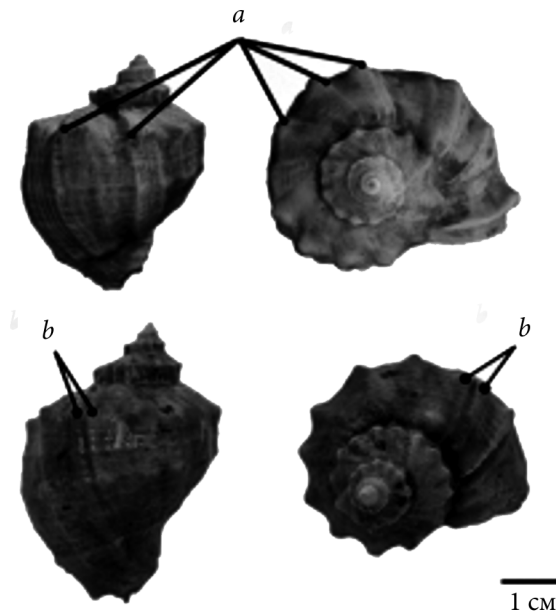


Рис. 1. Одинарна (а) та подвійна (б) нерестові мітки на поверхні черепашки рапани

нішньому краю більшості черепашок ставали добре помітними нові ділянки інтенсивного росту. Зазвичай край недавно утвореної частини черепашки відрізнявся більш вираженою пігментацією зовнішньої поверхні та відсутністю на ній епібіонтів, зокрема одноклітинних водоростей. Часто була відсутня і помаранчева пігментація на внутрішній поверхні, що давало можливість достовірно виявити останню нерестову мітку. Однак, у багатьох випадках для визначення віку молюсків знадобилось по новому інтерпретувати особливості морфологічних структур черепашок, раніше запропоновані як нерестові (вікові) мітки [15]. Нашими спостереженнями підтверджено, що перші нерестові мітки реєструються у трьохлітніх особин розміром більше 35 мм. Типова нерестова мітка виглядала як безперервне потовщення у вигляді смути, що проходить по зовнішній поверхні черепашки (рис. 1, а). Формуванню першої нерестової мітки відповідала поява помаранчевої пігментації на внутрішній поверхні. Однак нами встановлено, що деякі особини рапани можуть нереститись двічі на рік, при цьому на поверхні їх черепашок за один сезон утворюються дві нерестові мітки (рис. 1, б). Такі подвійні мітки ідентифікувались нами як одна.

Кількість черепашок з подвійними мітками досягала 10—15 %. Вони зазвичай формувались у роки, коли температури води зберігалась вище 12 °С до початку листопада. За цих умов рапана встигала відкладати другий кокон з яйцями. Найбільш масштабний повторний нерест рапани був зареєстрований у 2019 р. з аномально високими температурами повітря та морських вод.

У деяких особин рапани спостерігалась значна відстань між нерестовими мітками (у кілька раз більша, ніж між наступними). На цих ділянках черепашка мала меншу товщину, при цьому часто була відсутня помаранчева пігментація внутрішньої поверхні. Такі зони, на нашу думку, відповідали періодам прискореного росту у роки, коли особина не брала участі у нересті і відтак мала можливість постійно активно житись та рости. Тому ця зона прискореного росту ідентифікувалась як річна мітка якщо її ширина була принаймні вдвічі більше відстані між двома попередніми.

Під час досліджень виявились і інші розбіжності з попередніми даними щодо морфології черепашок і структур, що реєструють вік. Так, у районі Севастополя [15] відмічені лише дві форми молюсків, що сильно відрізнялись за скульптурою черепашок та їх кольором: з тонкою черепашкою, на зовнішній поверхні якої були повністю відсутні потовщення, характерні для нерестових міток, а внутрішня поверхня була вкрита чорними смугами (рис. 2, а), та з більш масивною світлою черепашкою з сильно вираженими нерестовими мітками і помаранчевою внутрішньою поверхнею (рис. 2, б). Нам також траплялись подібні варіації черепашок, але значно частіше зустрічались особини, які мали зовнішні ознаки відразу обох форм молюсків у різних поєднаннях. Такі морфологічні характеристики рапани були відмічені і на Кримському узбережжі [1]. У північно-західній частині моря лише невелика частина темнозабарвлених молюсків відрізнялась повною відсутністю потовщень, які можна було вважати нерестовими мітками. У більшості темних молюсків з тонкою черепашкою нерестові мітки все ж були присутні, хоча й були слабко виражені. Багато з них мали і внутрішню помаранчеву пігментацію, яка утворюється після першого нересту. Відмічено, що у темнозабарвлених екземплярів відстань між нерестовими мітками значно більша, ніж у світлозабарвлених. Це, на нашу думку, свідчить про більш інтенсивний темп росту темнозабарвлених молюсків через існування на багатих кормом мідійних біотопах. Той факт, що темнозабарвлені особини рапани зустрічаються переважно на мідійних банках і на вкритих мідіями скелях, був встановлений ще попередніми дослідниками [1, 21].

Деякі молюски старше 5+—6+ часто припиняли або уповільнювали ріст у довжину. У такому випадку зовнішній край черепашки починав рости переважно у товщину (рис. 2, в) і на ньому також можна було виділити яскраво виражені нерестові мітки.

Статева та вікова структура популяцій. Статеві та вікові відмінності. Для моделювання популяцій промислових об'єктів у водах частіше за все потрібно враховувати відмінності між особинами різної статі за масою, лінійним ростом та іншими параметрами [25]. Встановлено, що відношення самців і самок у популяції близьке до 1:1 з невеликим переважанням самців (рис. 3).

Така статеві структура популяції рапани у водах України відмічалась і раніше [11, 27], вона характерна і для більшості інших чорноморських гастропод [18]. У той же час у південних районах моря у деяких випадках

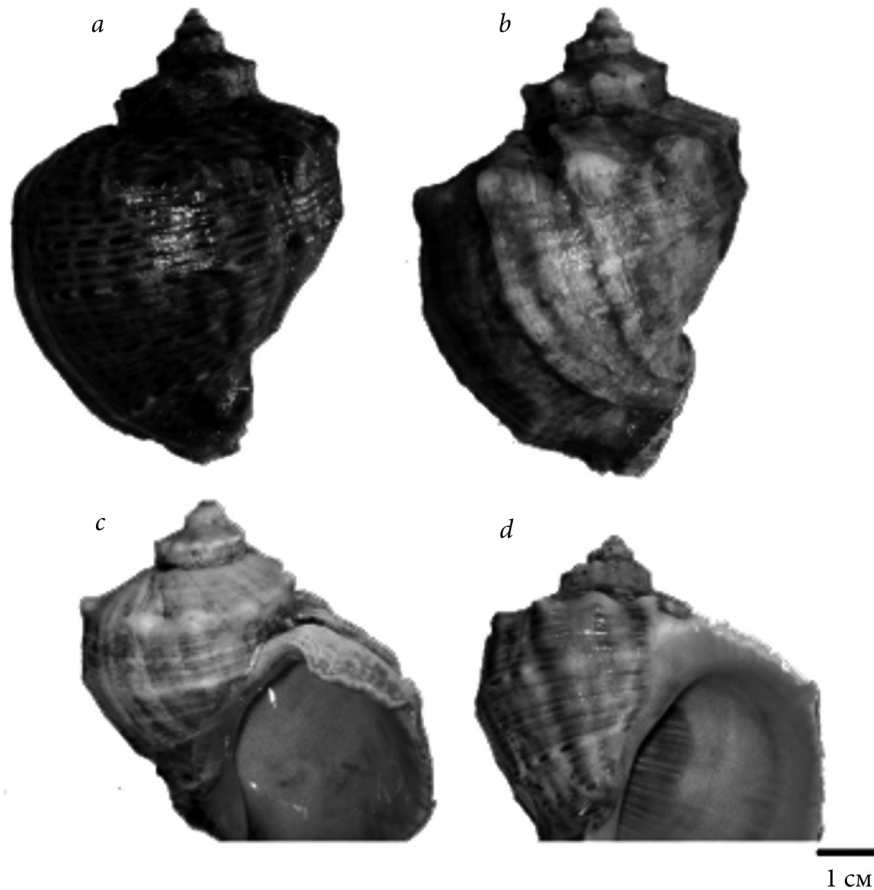


Рис. 2. Типи поверхневої скульптури черепашки рапани: *a* — темно забарвлена черепашка зі слабо вираженою скульптурою поверхні; *b* — світло забарвлена черепашка з добре вираженою скульптурою поверхні; *в* — потовщення краю черепашки внаслідок уповільненого росту; *г* — край черепашки без уповільнення росту

у рапани переважали самці — 1,6 : 1,0 [26], ймовірно внаслідок значного впливу деяких негативних чинників на популяцію, зокрема недостатньої забезпеченості кормом на невеликому за площею прибережному шельфі та інтенсивного промислу, який вже довгий час ведеться біля берегів Туреччини.

На мілководдях північної частини моря, куди надходить основний річковий стік, рапана краще забезпечена кормовими ресурсами, а промисел почався нещодавно і ведеться менш ніж на 15 % площі шельфу. Безумовно, все це сприяє збереженню близької до природної статеві структури популяції, хоча відношення статей відрізняється у різних вікових групах. У молодших переважали самки, у групах 8+ і старших — самці (рис. 4). У 2018—2019 рр. серед найстарших особин (13+) самки були

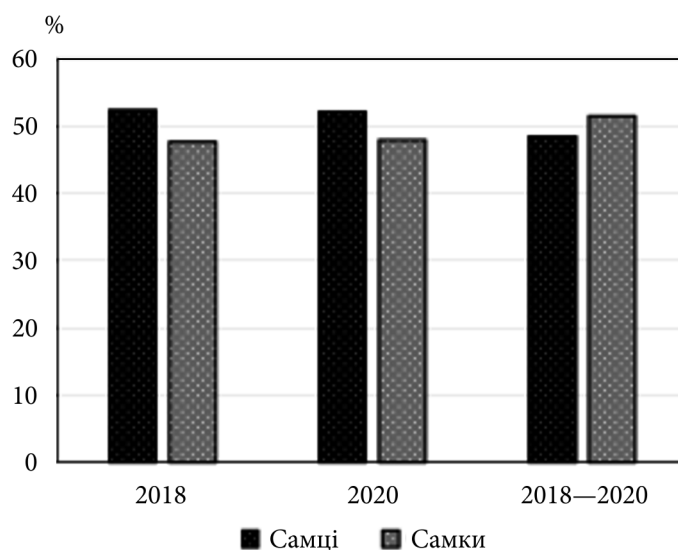


Рис. 3. Статеву структуру популяції рапани у північно-західній частині Чорного моря у 2018–2020 рр.

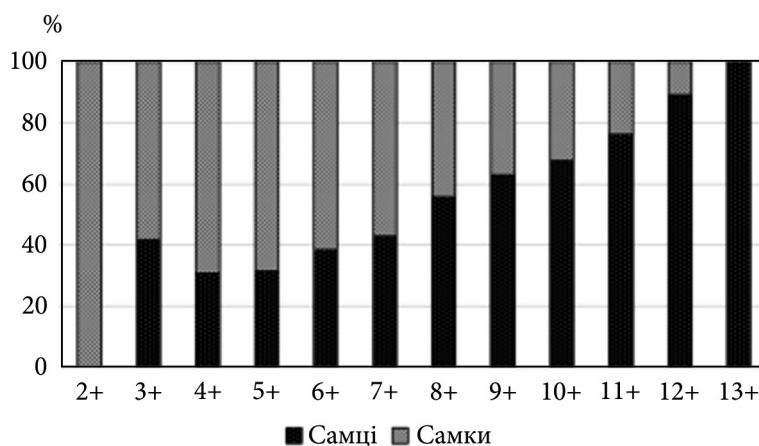


Рис. 4. Співвідношення статей рапани у різних вікових групах

відсутні повністю. Подібні результати були отримані у Керченській протоці [7], але частка самців починала зростати після трирічного віку.

Вікова структура популяції рапани у північно-західній частині Чорного моря впродовж 2018–2020 рр. була досить стабільною. В уловах представлені 12 вікових груп від 2+ до 13+. Основу складали особини віком 7+–8+, їх частка у 2018 р. становила 53 %, у 2019 р. — 61 %, у 2020 р. — 49 %, у середньому 54 %. Зазвичай модальний вік самок у пробах був на один рік менше ніж у самців, що вказувало на більш низьку смертність

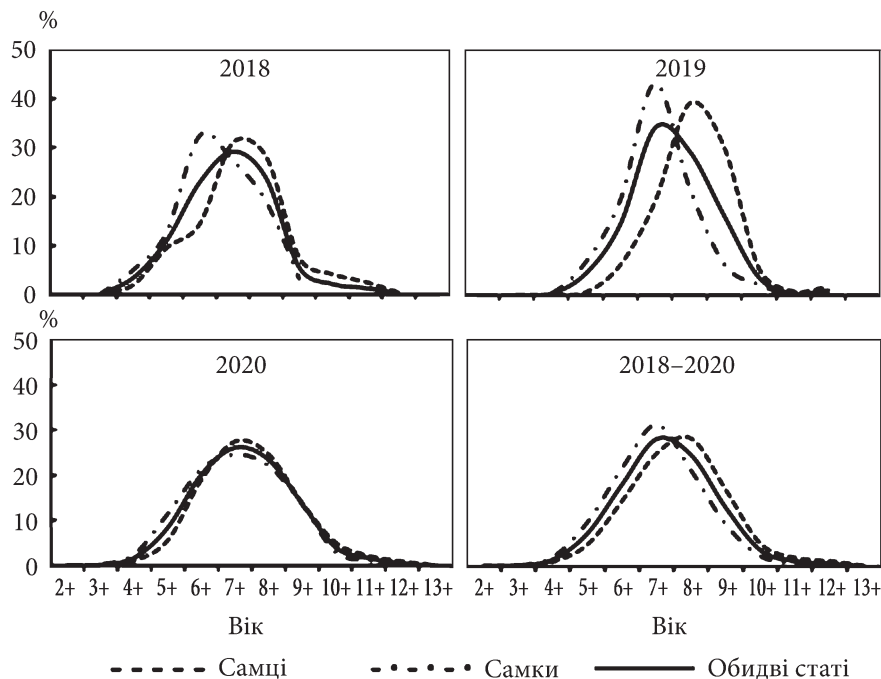


Рис. 5. Вікова структура популяції рапани у північно-західній частині Чорного моря

останніх. Чисельність молюсків старше дев'яти років різко скорочувалась (рис. 5).

Оскільки з 2017 до 2020 р. обсяги вилову рапани зросли більш ніж у п'ять раз, а загальна частка вікових груп 9+ і старших не зменшилась, можна дійти висновку, що елімінація рапани старших вікових груп відбувається переважно внаслідок природної смертності. Нестатевозрілі особини віком 1+—2+ в уловах бім-тралів були майже відсутні. Очевидно, що вони просіювались через куток цього знаряддя. У відношенні більш старших вікових груп, отримані результати слід визнати адекватними.

Розмірний склад рапани у 2018—2020 рр. також залишався стабільним, незважаючи на постійну інтенсифікацію промислу. В уловах переважали особини розміром 60—85 мм, їх частка перевищувала 75 % (рис. 6).

Самці були крупніші самок і домінували у більших розмірних класах. У вікових групах 5+—11+ середні значення довжини та маси самців статистично значимо відрізнялись від відповідних значень самок ($p < 0,001$), відмінності за довжиною черепашки у віковій групі 4+ були статистично недостовірні ($p > 0,05$) (табл. 3). У наймолодших (2+—3+) і найстарших (12+—13+) групах порівняння не проводили через невелику кількість особин.

Ріст і смертність рапани. У період досліджень масові характеристики рапани у межах одних і тих же розмірних і вікових груп відрізнялись незначно (рис. 7).

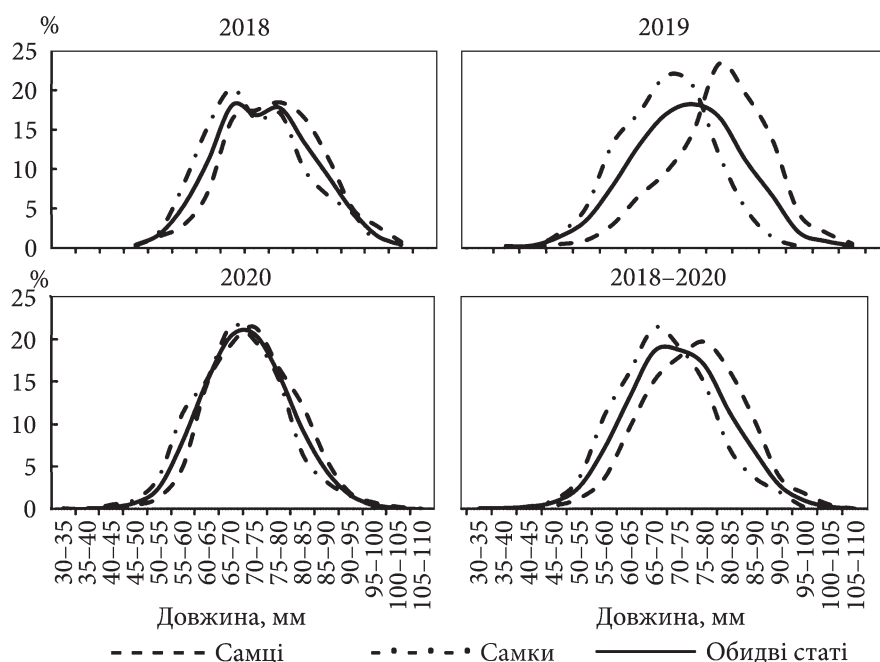


Рис. 6. Розмірна структура популяцій рапани у північно-західній частині Чорного моря у 2018—2020 рр.

Лише у 2019 р. відмічено зростання середньої маси у розмірних класах більше 75 мм на 15—20 % порівняно з минулим роком. Такі показники масового росту збереглися і у 2020 р., очевидно через покращення кормової забезпеченості рапани в умовах розрідження щільності поселень після різкого збільшення обсягів видобутку у 2018—2019 рр. (див. табл. 1). Промисел ведеться активними знаряддями лову на м'яких ґрунтах, де також мешкають її кормові об'єкти — двостулкові молюски анадара та хамелея, які мають незначні розміри і просіюються разом з ґрунтом через вічка драг і бімтралів і не потрапляють до улову. Таким чином, внаслідок промислу співвідношення у системі хижак — жертва постійне зміщується на користь останньої. Очевидно, цьому сприяє і інтенсивне щорічне природне поповнення популяцій молюсків-фільтраторів на високопродуктивних розпріснених акваторіях північно-західної частини моря.

Паралельно з ростом середньої загальної маси особини рапани, частка м'якого тіла молюска також поступово збільшувалась, зокрема середня маса м'якої ноги, яка використовується для випуску харчової продукції (табл. 4). Розрахований коефіцієнт кореляції Пірсона підтвердив високий ступінь залежності між загальною масою рапани, масою її м'якого тіла та частин, які використовуються в їжу.

Ріст рапани впродовж року був нерівномірним. Відразу після зимівлі, яка зазвичай завершується наприкінці травня, рапана виходить на поверхню ґрунту і починає активно житись. Однак на початку літа лінійні

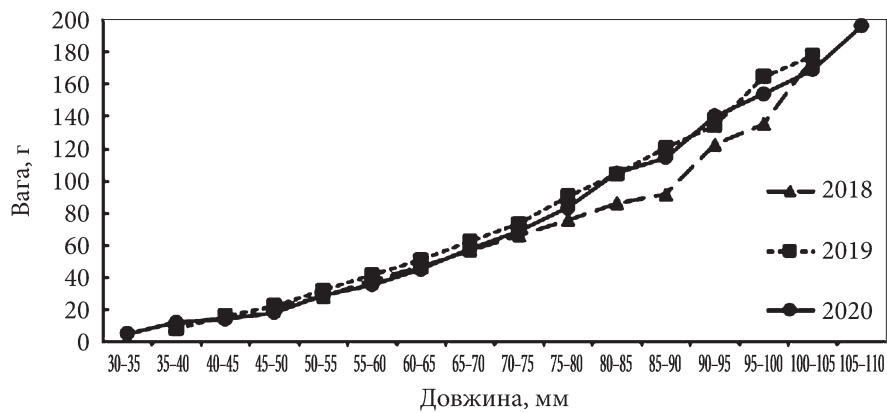


Рис. 7. Середні значення маси рапани у розмірних класах у 2018—2020 рр.

розміри черепашок і маса моллюсків зростали незначно. Частка м'язової ноги у цей час не перевищувала 13—15 % загальної маси, очевидно через формування статевих продуктів. Після нересту, який зазвичай відбувався з кінця червня до початку серпня, рапана переходила до малорухливого способу життя, більшість особин знову закопувались на ділянках з м'яким ґрунтом. Після двох — трьох тижнів вони знову переходили до активного пошуку та споживання корму. Наприкінці літа наступала фаза найбільш активного лінійного та масового росту. У вересні — жовтні частка м'язової ноги могла досягати 25 % загальної маси особини.

Залежність маси від довжини рапани виявилась досить тісною — значення коефіцієнту детермінації R^2 становило 0,90. Відповідне рівняння степеневої залежності представлено на рисунку 8.

Таблиця 3
Середні значення довжини та маси особин рапани у 2018—2020 рр.

Вікові групи	4+	5+	6+	7+	8+	9+	10+	11+
Самки								
<i>n</i> , екз.	99	478	1068	1546	1048	459	110	26
Довжина, мм	53,8±0,83	58,6±0,29	64,3±0,22	70,0±0,17	72,9±0,25	77,2±0,34	81,9±0,58	81,2±1,23
Маса, г	31,4±1,46	40,1±0,54	52,1±0,47	66,3±0,43	74,3±0,74	86,6±1,23	101,0±3,15	100,8±5,55
Самці								
<i>n</i> , екз.	44	220	670	1160	1312	782	229	83
Довжина, мм	53,5±0,98	60,7±0,41	66,7±0,25	71,9±0,20	76,5±0,18	81,4±0,25	85,6±0,46	90,2±0,61
Маса, г	30,0±1,63	43,1±0,77	56,1±0,62	69,0±0,53	83,1±0,57	100,2±0,94	115,5±2,16	133,7±3,24

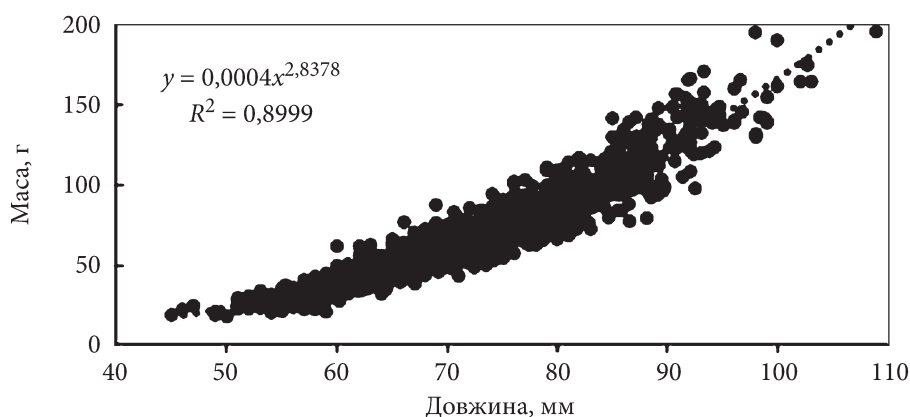


Рис. 8. Залежність маси від довжини рапани у північно-західній частині Чорного моря у 2018—2020 рр.

На основі узагальнених даних щодо розмірно-масового складу рапани за період досліджень була здійснена оцінка темпу росту самців та самок. Побудовані за рівнянням Берталанфі криві (рис. 9), як і очікувалось, виявили більш високий рівень цього показника у самців. На нашу думку, швидший ріст м'якого тіла і черепашки у самців пояснюється нижчими енергетичними затратами у період розмноження.

Для оцінки природної смертності методом ProdBiom використовували значення параметрів росту з рівняння Берталанфі (табл. 5). Розраховане значення граничної довжини самців (L_{∞}) було більше, ніж у самок, що

Таблиця 4

Частка м'яких частин тіла рапани у загальній масі

Роки	%	Коефіцієнт кореляції Пірсона	Кількість, особин
М'язова нога			
2018	14,89±0,26	0,94	166
2019	19,67±0,27	0,94	133
2020	20,00±0,22	0,91	362
М'яке тіло			
2018	33,91±0,49	0,95	166
2019	34,64±0,37	0,96	133
2020	37,63±0,33	0,93	249
Частка м'язової ноги у масі м'якого тіла			
2018	44,46±0,73	0,93	166
2019	56,99±0,73	0,97	133
2020	55,16±0,57	0,95	249

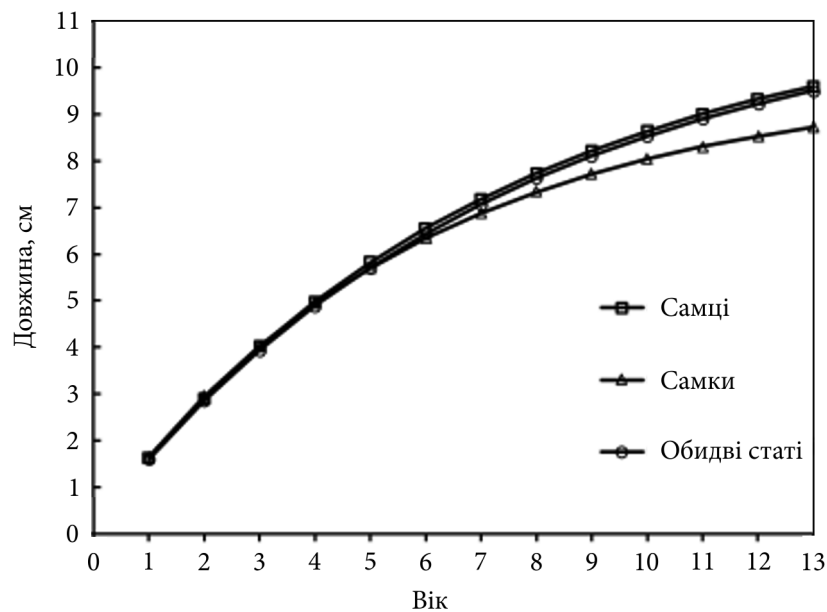


Рис. 9. Криві росту рапани згідно рівняння Берталанфі за даними 2018—2020 рр.

добре узгоджується з емпіричними даними (див. рис. 6, табл. 3). Значення коефіцієнту росту k у самок виявилось вищим, ніж у самців, що можна пояснити більш активним метаболізмом через значні витрати ресурсів під час нересту.

Отримані значення коефіцієнтів природної смертності M для рапани представлені у таблиці 6. Результати розрахунків не лише підтверджують високий рівень смертності самок, а й дозволяють оцінити різницю між статями, яку необхідно буде враховувати при подальшому моделюванні популяції і промислового запасу.

Середнє значення коефіцієнту природної смертності (M) для обох статей рапани для вікових груп 3+—13+ склало 0,41. Це значення було нижче аналогічних параметрів, розрахованих для рапани у турецьких та болгарських водах, де воно становило 0,50—0,57 [19]. Це також вказує на

Таблиця 5

Параметри рівняння росту Берталанфі рапани у прибережній зоні України у Чорному морі, 2018—2020 рр.

Параметри	L_{∞}	k	t_0	a	B
Самці	11,46	0,139	-0,11	0,4262	2,5998
Самки	9,71	0,174	-0,08	0,3533	2,6876
Обидві статі	11,46	0,135	-0,12	0,4556	2,5698

більш сприятливі умови для життя рапани у північно-західній частині моря.

На смертність рапани у північно-західній частині моря впливають і абіотичні чинники. Після весняного пробудження наприкінці травня улови зазвичай містили 5—10 % мертвих особин, які, вочевидь, не витримували перебування в анабіозі впродовж довготривалої зимівлі. Нерідко значна загибель молюсків відбувалась після різкого переміщення водних мас, що супроводжувалось коливаннями придонної температури. Так, у серпні 2017 р. у районі с. Лебедівки температура води у придонних горизонтах різко знизилась внаслідок тривалої дії вітрового згону, у результаті чого відбулась масова загибель рапани, частка мертвих особин в уловах досягала 40 %. У деяких випадках масова загибель відбувалась у середині літа після довготривалої безвітряної погоди, коли у придонних шарах води різко знижувалась кількість кисню і могло виникнути сірководневе забруднення. У 2020 р. нами були зареєстровані наслідки заморних явищ поблизу гирла Дунаю на глибинах 20—25 м. В уловах бім-тралів містилась велика кількість чорного мулу з запахом сірководню, мертвих рапан і порожніх черепашок двостулкових молюсків.

Заключення

Аналіз польових матеріалів, зібраних у північно-західній частині Чорного моря, дозволив виявити основні типи будови черепашок рапани, що відрізнялись характеристиками нерестових (річних) міток, достовірно визначити вік молюсків та встановити співвідношення їх вікових груп у популяції.

Незважаючи на інтенсифікацію промислу впродовж останніх років, біологічні показники і структура популяції рапани змінювались у нешироких межах. Співвідношення статей в українських водах було типовим для більшості чорноморських гастропод і не відрізнялось від такого ще на початку інвазії цього виду у Чорне море. Вікова структура популяції рапани також залишається стабільною. В уловах переважали особини віком 7+—8+. Кількість особин віком старше 9+ була не-

Таблиця 6

Коефіцієнти природної смертності рапани в зоні України у Чорному морі, 2018—2020 рр.

Вік	0+	1+	2+	3+	4+	5+	6+	7+	8+	9+	10+	11+	12+	13+
Самці	1,87	0,81	0,60	0,51	0,46	0,42	0,40	0,39	0,37	0,36	0,36	0,35	0,34	0,34
Самки	2,01	0,87	0,64	0,54	0,49	0,46	0,43	0,41	0,40	0,39	0,38	0,37	0,37	0,37
Обидві статі	1,94	0,84	0,62	0,53	0,47	0,44	0,42	0,40	0,39	0,38	0,37	0,36	0,36	0,36

значною, що пояснюється впливом природної смертності. Максимальний вік рапани склав 13 років.

Розмірний склад та масові характеристики рапани у період досліджень залишались стабільними, що свідчить насамперед про забезпеченість об'єктами живлення.

Коефіцієнти природної смертності самок вищі, ніж у самців. Відповідно, частка самок з віком знижувалась. Найбільші втрати у популяції рапани спричинені впливом абіотичних факторів, зокрема низькою температурою і придонною гіпоксією.

Висока стійкість популяції рапани до впливу промислу у водах України пояснюється не лише її здатністю до швидкого самовідтворення, але і тим, що промисел здійснюється на обмеженій акваторії, яка займає не більше 15—20 % площі українського шельфу з глибинами 5—35 м.

Отримані дані дозволять здійснювати моделювання промислового запасу з метою регулювання промислу на оптимальному рівні.

Список використаної літератури

1. Бондарев И.П. Морфогенез раковины и внутривидовая дифференциация рапаны *Rapana venosa* (Valenciennes, 1846). *Ruthenica*. 2010. Вип. 20, № 2. С. 69—90.
2. Говорин И.А., Куракин А.П. Находка рапаны *Rapana thomasi* в Придунайском районе северо-западной части Черного моря. *Экология моря*. 2005. № 69. С. 18—19.
3. Говорин И.А., Куракин А.П. Оценка влияния хищного брюхоногого моллюска *Rapana venosa* (Valenciennes, 1846) на фильтрационный потенциал мидийных поселений. *Екологічна безпека прибережної та шельфової зон та комплексне використання ресурсів шельфу*. 2011. Вип. 25. Т. 1. С. 435—442.
4. Говорин И.А. Использование морфометрических характеристик раковин рапаны *Rapana thomasi* (Mollusca, Gastropoda) из береговых штормовых выбросов для определения прижизненных показателей массы моллюсков. *Вестн. зоологии*. 2013. № 3. С. 218.
5. Гулак Б.С., Леончик Є.Ю., Чащин О.К. Стан промислової популяції рапани *Rapana venosa* (Valenciennes, 1846) у північно-західній частині чорного моря. *Сучасні проблеми теоретичної та практичної іхтіології* : матеріали XII міжнар. іхтіол. наук.-практ. конф., Дніпро, 26—28 вер. 2019 р. Дніпро, 2019. С. 70—75.
6. Драпкин Е.И. Новый моллюск в Черном море. *Природа*. 1953. № 9. С. 92—95.
7. Евченко О.В. Биологические характеристики и запас рапаны *Rapana venosa* (Gastropoda: Murexidae) в северо-восточной части Черного моря. *Тр. ЮгНИРО*. 2010. № 48. С. 24—28.
8. Ершова О.Н., Тоцкий В.Н., Топтиков В.А. и др. Антиоксидантный статус тканей рапаны в условиях стресса, вызванного ионами меди. *Вісн. Одеськ. нац. ун-ту. Біологія*. 2016. Т. 21, № 2. С. 11—23.
9. Золотарев П.Н., Евченко О.В. Некоторые черты биологии и оценка запаса рапаны *Rapana venosa* (Gastropoda: Murexidae) в северо-восточной части Черного моря в 1988—1994 гг. *Вопр. рыболовства*. 2010. Вип. 11. № 3. С. 442—452.
10. Кобзарь А.И. Прикладная математическая статистика. Москва : Физматлит, 2006. 816 с.
11. Ковтун О.А., Топтиков В.А., Тоцкий В.Н. и др. Сравнительная морфологическая характеристика *Rapana venosa* (Gastropoda: Muricidae, Rapaninae) из разных акваторий северной части Черного моря. *Вісн. Одеськ. нац. ун-ту. Біологія*. 2014. Т. 19, № 1. С. 68—80.

12. Самышев Э.З., Золотарев П.Н. Механизмы антропогенного воздействия на бенталь и структуру донных биоценозов северо-западной части Черного моря. Севастополь : Колорит, 2018. 208 с.
13. Снигирев С.М., Абакумов А.Н., Каракаш С.Ф. и др. Современное состояние промысловых моллюсков мидии и рапаны в акватории острова Змеиный. *Экологические проблемы Черного моря: материалы Междунар. науч.-практ. конф.* (Одесса, 10.2009). Одесса, 2009. С. 216—219.
14. Снигирев С.М. Современное состояние рапаны жилковатой *Rapana thomasi-thomasi* Crosse, 1861 в прибрежных водах острова Змеиный (СЗЧМ). *Современные рыбохозяйственные и экологические проблемы Азово—Черноморского региона: Мат. VII Междунар. конф. Керчь, 20—23 июня 2012 г.* Керчь Т. 1. С. 137—139.
15. Чухчин В.Д. Рост рапаны (*Rapana bezoar* L.) в Севастопольской бухте. *Тр. Севастоп. биол. ст.* 1961. № 14. С. 169—177.
16. Чухчин В.Д. Размножение рапаны (*Rapana bezoar* L.) в Черном море. *Там же.* 1961. № 14. С. 163—168.
17. Чухчин В.Д. Функциональная морфология рапаны. Киев : Наук. думка, 1970. 139 с.
18. Чухчин В.Д. Экология брюхоногих моллюсков Черного моря. Киев : Наук. думка, 1984. 176 с.
19. Шляхов В.А., Шляхова О.В., Надолинский В.П., Перевалов О.А. Промыслово-биологические показатели рыболовства для важнейших распределенных запасов водных биоресурсов Черного моря как основа их регионального оценивания. *Вод. биоресурсы и среда обитания.* 2018. № 11. С. 86—103.
20. Abella A., Caddy J.F., Serena F. Estimation of the parameters of the Caddy reciprocal M-at-age model for the construction of natural mortality vectors. *Dynamique des populations marines.* 1998. N 35. P. 191—200.
21. Bondarev I.P., Malakhova L.V. The total concentration of carotenoids in *Rapana venosa* gonad. *Int. J. Mar. Sci.* 2016. Vol. 6, N 11. P. 1—7.
22. Culha M., Bat L., Dogan A., Dagli E. Ecology and distribution of the veined rapa whelk *Rapana venosa* (Valenciennes, 1846) in Sinop peninsula (Southern Central Black Sea). *J. Anim. Vet. Adv.* 2009 Vol. 8, N 1. P. 51—58.
23. FAO. The State of Mediterranean and Black Sea Fisheries. General Fisheries Commission for the Mediterranean. Rome. 2018. 172 p.
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. Methot R., Wetzel C. Stock synthesis: A biological and statistical framework for fish stock assessment and fishery management. *Fisheries Res.* 2013. Vol. 142. P. 86—99.
26. Saglam H., Kutlu S., Dagtekin M. et al. Population biology of *Rapana venosa* (Valenciennes, 1846) (Gastropoda: Neogastropoda) in the south-eastern Black Sea of Turkey. *Cahiers de Biol. Mar.* 2015. Vol. 56. P. 363—368.
27. Snigirov S. M., Medinets V. I., Chichkin V. M., Sylantyev S. Rapa whelk controls demersal community structure off Zmiinyi Island, Black Sea. *Aquatic Invasions.* 2013. Vol. 8, N 3. P. 289—297.

Надійшла 30.08.2021

B.S. Hulak, PhD student¹, Researcher²

¹Odessa I.I. Mechnikov National University,
2, Dvoryanska str., Odessa, 65082, Ukraine

²Odessa Center of Southern Research Institute of Marine Fisheries and Oceanography
12 Shevchenko ave., Odessa, 65058, Ukraine,
gulak.bogdan94@gmail.com
ORCID 0000-0002-5991-3715

Ye.Yu. Leonchik, PhD (Math.) Associate Prof.¹, Senior Researcher²

¹Odessa I. I. Mechnikov National University,
2, Dvoryanska str., Odessa, 65082, Ukraine

²Odessa Center of Southern Research Institute of Marine Fisheries and Oceanography
12 Shevchenko ave., Odessa, 65058, Ukraine,
leonchik@ukr.net
ORCID 0000-0003-1494-0741

O.K. Chashchyn, PhD (Biol.), Leading Researcher,
Odessa Center of Southern Research Institute of Marine Fisheries and Oceanography
12 Shevchenko ave, Odessa, 65058, Ukraine
alchashchin@gmail.com
ORCID 0000-0002-4780-4044

THE COMPOSITION OF POPULATION AND MAIN BIOLOGICAL PARAMETERS OF RAPA WHELK *RAPANA VENOSA* IN THE NORTH-WESTERN SECTION OF THE BLACK SEA

Data on the age, sex, and size-weight composition of the Rapa whelk (*Rapana venosa*) population were obtained basing on the analysis of samples from 69 beam trawl catches and 7 diving collections in the north-western section of the Black Sea over 2018—2020. Rapa whelk in the catches was presented by twelve age groups from 2+ to 13+, and the bulk of them were individuals 7 to 8 years old. Ratio of males and females on the whole was close to 1 : 1. However, females predominate in the younger age groups, and males — in the older groups owing to the higher natural mortality of females. The values of the growth parameters from the Bertalanffy equation were used to estimate natural mortality by the ProdBiom method. The average value of the natural mortality rate in the population was 0,41. Despite the facts that, Rapa whelk has become the main object of Ukrainian commercial catching its withdrawal increased drastically in recent years, the structure of the population has not undergone significant changes so far the most probably due to the high reproductive capacity of this invasive species, which has no natural enemies, and abundance of food objects at the shallow shelf in the marine zone of Ukraine. The data obtained can be used for further modeling of population dynamics and fishery regulation.

Keywords: *Rapa whelk, shell, age, sex structure, natural mortality, growth.*

ЕКОЛОГІЧНА ФІЗІОЛОГІЯ ТА БІОХІМІЯ ВОДНИХ РОСЛИН

УДК 574/57.044/57.084.1

С.В. ГРЕЧИШКІНА, аспірантка,
ННЦ Інститут біології та медицини,
Київський національний університет ім. Т. Шевченка,
вул. Володимирська 64/13, Київ, 01601, Україна,
e-mail: svetlanagrechishkina@gmail.com
ORCID 0000-0002-6485-2101

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

М.М. МУСІЄНКО, д.б.н., проф., проф.,
ННЦ Інститут біології та медицини,
Київський національний університет ім. Т. Шевченка,
вул. Володимирська 64/13, Київ, 01601, Україна,
e-mail: n_musienko@ukr.net
ORCID 0000-0002-1624-5032

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

Н.Ю. ТАРАН, д. б. н., проф., завідувач кафедри,
ННЦ Інститут біології та медицини,
Київський національний університет ім. Т. Шевченка,
вул. Володимирська 64/13, Київ, 01601, Україна,
e-mail: ny_taran@ukr.net
ORCID 0000-0002-8669-5899

ОЦІНКА ФІЗІОЛОГІЧНИХ ПАРАМЕТРІВ СТІЙКОСТІ І ПЕРСПЕКТИВНОСТІ ВИКОРИСТАННЯ *SALVINIA NATANS* ДЛЯ ВИЛУЧЕННЯ КОЛОЇДНИХ НАНОЧАСТОК МЕТАЛІВ

*Досліджено стійкість *Salvinia natans* (L.) All. до впливу колоїдних наночастинок металів та ефективність її використання для їхнього вилучення з водного середовища.*

Ц и т у в а н н я: Гречишкіна С.В., Ольхович О.П., Мусієнко М.М., Панюта О.О., Таран Н.Ю. Оцінка фізіологічних параметрів стійкості і перспективності використання *Salvinia natans* для вилучення колоїдних наночастинок металів. *Гідробіол. журн.* 2022. Т. 58, № 1. С. 47—56.

ща. Встановлено, що *S. natans* проявляє стійкість за рахунок стабільності пігментного апарату та змін, які відбуваються у вмісті амінокислот (збільшення кількості аланіну, гліцину, гістидину, орнітину, проліну та фенілаланіну, задіяних у реакціях рослини на стрес). Показано високу здатність *S. natans* до вилучення наночасток досліджуваних металів із колоїдного розчину (Mn — на 86 %, Ag — на 76 %, Cu — на 69 %, Zn — на 40 %).

Ключові слова: *Salvinia natans*, наночастки металів, фіторемедіація водойм, амінокислоти, хлорофіл, каротиноїди.

Стрімкий розвиток нанотехнологій та відповідне зростання рівня забруднення навколишнього середовища наночастками металів потребує екологічно безпечних та економічно обґрунтованих методів їхнього вилучення. Фіторемедіація є перспективним, надійним, достатньо ефективним і відносно дешевим способом очищення середовища. Ефективність фіторемедіації забезпечується насамперед правильним підбором рослин. Основними критеріями, що визначають придатність того чи іншого виду для очищення середовища, є його здатність до поглинання та накопичення забрудників і стійкість до них. Для забезпечення належного рівня ефективності фіторемедіації всі ці критерії вимагають детальних досліджень. Вивчення стрес-толерантності водних рослин за фізіологічними критеріями та підбір видів, здатних до активного вилучення наночасток металів, сприятиме розробці високоефективних та економічно доцільних зелених технологій очищення водойм [18].

Ефективність вилучення деяких речовин-забрудників, зокрема іонів металів, показана на прикладі макрофітів [19, 23, 28], у тому числі і *S. natans* [17, 20, 33]. Однак, вплив металів у стані наночасток на рослинні організми [6, 16, 24, 30, 31, 35] та здатність їхнього вилучення із водного середовища водними макрофітами на сьогодні вивчені недостатньо. Відомо, що наночастки металів, подібно до йонних форм, здатні до фізико-хімічних та колоїдних трансформацій, насамперед таких, як агрегація і дисагрегація, сорбція природними органічними речовинами та розчинення [7, 32]. Зазначені зміни здатні змінювати біодоступність, механізми поглинання, ступінь накопичення наночасток металів рослинами, а також їхній токсичний ефект [1].

Метою нашої роботи було з'ясування стійкості і ефективності використання *Salvinia natans* для вилучення колоїдних наночасток металів з водного середовища.

Матеріал і методика досліджень

Об'єктом дослідження був плейстофіт *Salvinia natans* (L.) All. — однорічна водна рослина, широко поширена у Європі та Східній Азії. В Україні вона зустрічається у водоймах долин річок Дніпра, Десни, Сіверського Дінця, Південного Бугу, Дністра, Дунаю, Ужа, Латориці, Боржави, у водосховищах Дніпровського каскаду, ставках і озерах Лісостепу і Степу [4, 21]. Рослина має високий потенціал росту у мезоевтрофних і евтрофних прісних замкнутих або слабкопроточних водоймах, що добре прогріваються, завдяки чому у південних регіонах вона утворює колонії пло-

щею до 800—1000 м² та щільністю 100—1200 особин на 1 м² [5]. У той же час на більшості території України цей вид є достатньо рідкісним, він занесений до Червоної книги як такий, що перебуває під загрозою зникнення. Вразливість *S. natans* зумовлена непостійністю місцезростань через температурні коливання і промерзання водойм [4]. Таким чином, *S. natans* має високий потенціал росту, акумуляційну здатність стосовно металів і не несе загрозу для біорізноманіття природних водойм на території України у разі виходу із очисних споруд, оскільки є аборигенним видом, що робить його потенційно придатним для широкого застосування у ремедіаційних заходах.

Культуру *S. natans* вирощували в акваріумах об'ємом 40—60 дм³ з відстояною водогінною водою за оптимальних для неї умов: освітлення 6000 лк, період освітлення — 12 : 12 год, температура води 19—25 °С, рН 6—8.

У роботі використано колоїдні розчини наночасток металів, розроблені кафедрою технології конструкційних матеріалів і матеріалознавства НУБіП України. Наночастки отримані диспергуванням гранул мангану, купруму, цинку та аргентуму імпульсами електричного струму з амплітудою 100—2000 А у воді [13, 25]. Максимальний розмір наночасток не перевищував 100 нм.

Рослини із розрахунку 1 г на 100 см³ експонували у відстояній водогінній воді з додаванням суміші колоїдних розчинів наночасток металів (Mn — 0,75 мг/дм³, Cu — 0,37, Zn — 0,44, Ag+Ag₂O — 0,75 мг/дм³) впродовж семи діб. В кінці досліді проводили візуальне обстеження рослин, визначали вміст фотосинтетичних пігментів (хлорофілів та каротиноїдів), амінокислот у біомасі і залишок наночасток металів у культуральному середовищі.

Для визначення вмісту пігментів і амінокислот наважку повітряно-сухої маси рослин (0,1 г) гомогенізували з 0,5 г скляного порошку та 0,5 г безводного Na₂SO₄. Гомогенат переносили у скляну колонку з фільтром, додавали 3 см³ ацетону і фільтрували. Для визначення вмісту пігментів 0,1 см³ ацетонового екстракту переносили у пробірку і додавали 3 см³ ацетону. Екстракт пігментів аналізували на спектрофотометрі Shimadzu UV-1800 за довжини хвиль 440, 649 та 665 нм. Кількісний вміст пігментів розраховували за відповідними формулами [3].

Вміст амінокислот визначали методом тандемної мас-спектрометрії [27] за допомогою мас-спектрометра AB Sciex 2000 з автосамплером Ultimate 3000 (Dionex).

Вміст металів у культуральному середовищі до і після експозиції визначали методом ІСР-спектрометрії на емісійному спектрометрі ICAР6300 DuoMEC (США).

Кількість біологічних повторів та аналітичних повторностей у досліді була не меншою трьох.

Статистичну обробку результатів досліджень проводили за допомогою програми Microsoft Office Excel із застосуванням *t*-критерію Стьюдента, вони вважалися достовірними за рівня значущості $p \leq 0,05$.

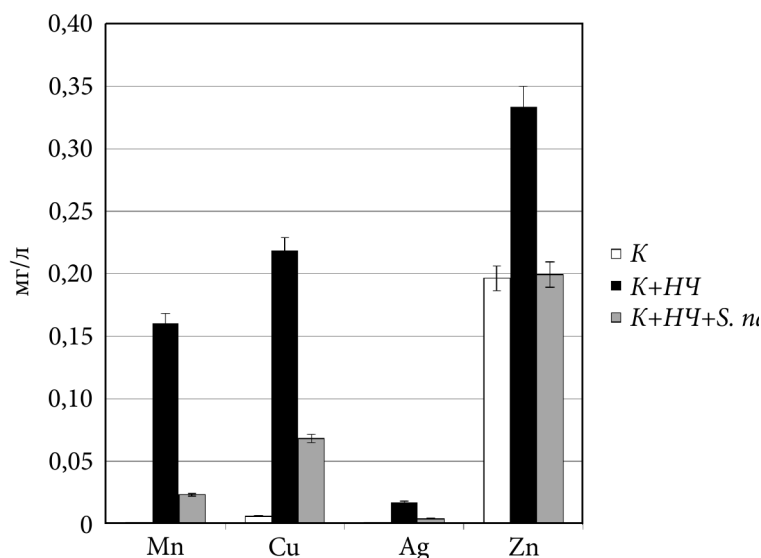


Рис. 1. Вміст металів у воді на 7-й день експозиції (К — контроль, відстояна водогінна вода; К+HCl — відстояна водогінна вода з додаванням суміші колоїдних розчинів наночастинок металів; К+HCl+S. natans — відстояна водогінна вода з додаванням суміші колоїдних розчинів наночастинок металів з *S. natans*)

Результати досліджень та їх обговорення

Встановлено, що *S. natans* має високу здатність до поглинання і вилучення наночастинок досліджуваних металів (Mn, Cu, Zn, Ag) із водних розчинів (рис. 1), при цьому ступінь поглинання був різним. Так, впродовж семи діб експерименту найбільше зменшився вміст Mn (на 86 %), також суттєво зменшився вміст Ag (на 76 %) і Cu (на 69 %). Вилучення Zn було найменшим (40 %), але також достатньо помітним. Отримані результати характеризують *S. natans* як рослину, цілком придатну для фітореMediaції води, забрудненої наночастиками металів, що найефективніше вилучає Mn і Ag.

Під час експозиції *S. natans* у експериментальному розчині було відмічено візуальне зменшення розмірів занурених вай, які виконують функцію коренів, що можна пояснити використанням рослиною наночастинок металів як поживних елементів. Візуальних змін забарвлення та морфології плаваючих вай *S. natans* не спостерігалось (рис. 2).

Оскільки забарвлення листків (у нашому випадку плаваючих вай) опосередковано характеризує стан пігментного комплексу досліджуваної рослини, можна зробити припущення, що за присутності у воді наночастинок металів у *S. natans* включаються відповідні механізми захисту, які стримують надходження наночастинок до асиміляційних тканин листків (плаваючих вай). Таким чином, рослина уникає можливого пошкодження асиміляційних тканин та зберігає здатність до фотосинтезу, що є не-

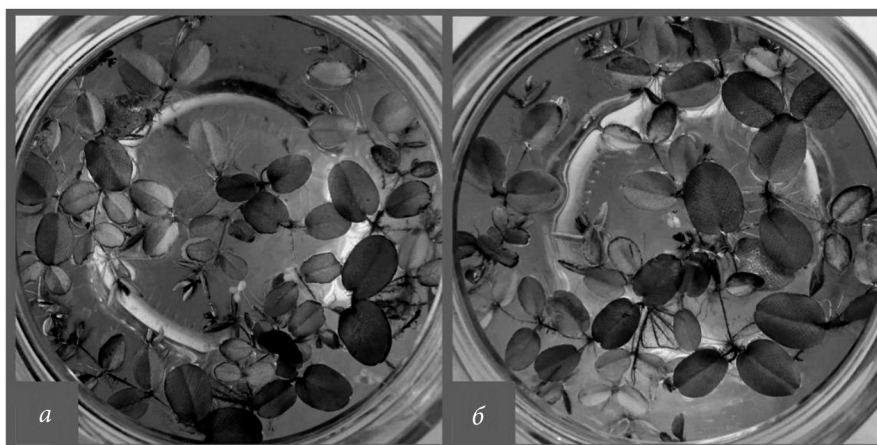


Рис. 2. Зовнішній вигляд *S. natans* (а — контроль, б — на 7-й день експозиції)

обхідною умовою репарації у разі сильного пошкодження кореневої системи (занурених вай). Щоб підтвердити або спростувати це припущення, було визначено вміст фотосинтетичних пігментів у листках *S. natans* (рис. 3).

За дії наночасток вміст хлорофілу *a* і *b* та каротиноїдів зменшувався, але не критично для життєдіяльності рослини. Так, вміст хлорофілу *a* знизився лише на 16 % (з 0,138 до 0,116 мг/г), хлорофілу *b* — на 21 % (з 0,058 до 0,046 мг/г), а каротиноїдів — на 13 % (з 0,104 до 0,090 мг/г). Тобто, за показником стабільності пігментного апарату, який є основою фотосинтетичної системи, плейстофіт *S. natans* виявився достатньо стійким та придатним для використання у фіторе mediaції водного середовища, забрудненого наночастками металів.

У механізмах стійкості рослин до металів беруть участь і білкові сполуки. Сьогодні увага дослідників приділяється питанням синтезу специфічних білків, які утворюються у рослин за стресових умов [9], та вивченню їх амінокислотного складу [22, 26, 29, 34] за присутності надлишкових кількостей металів. Рослини, які можуть швидко перебудовувати білковий метаболізм за стресових умов і синтезувати у великій кількості амінокислоти, що задіяні в системах захисту, є пріоритетними для фіторе mediaції. Отже, наступним етапом наших експериментів було визначення складу та вмісту амінокислот у *S. natans*.

Було ідентифіковано 17 амінокислот: 5Oxo-Pro — 5-оксопролін, Ala — аланін, Arg — аргінін, Asp — аспарагінова кислота, Cit — цитрулін, Glu — глютамінова кислота, Gly — гліцин, His — гістидин, Leu — лейцин, Met — метіонін, Orn — орнітин, Phe — фенілаланін, Pro — пролін, Ser — серин, Trp — триптофан, Tyr — тирозин, Val — валін (рис. 4).

Встановлено, що за впливу досліджуваної суміші наночасток металів у *S. natans* вміст 5-оксопроліну, аргініну, аспарагінової кислоти, глюта-

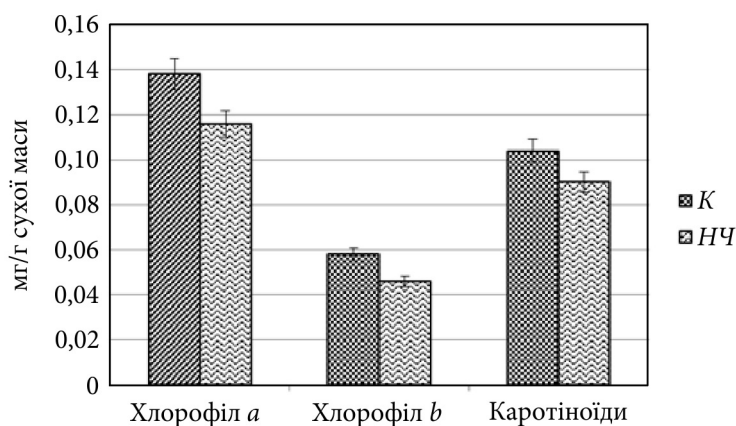


Рис. 3. Вміст пігментів у *S. natans* на 7-й день експозиції. Тут і на рис. 4: К — контроль; НЧ — з додаванням наночасток

мінової кислоти, лейцину і триптофану зменшився, при цьому найбільшою мірою знизився вміст аргініну, глутамінової та аспарагінової кислот — відповідно у три, три і два рази. У той же час вміст аланіну, цитруліну, гліцину, гістидину, орнітину, фенілаланіну, проліну, серину та валіну зріс. Збільшення вмісту значної кількості амінокислот (більше половини із виявлених) за дії наночасток металів, ймовірно, є свідченням запуску захисних механізмів у рослині, важливим із яких є синтез нових білків. Насамперед цікавив вміст амінокислот, які синтезуються рослинами за стресових умов і беруть участь у їхньому захисті від ушкоджуючого впливу металів, а саме гістидину, аспарагіну, гліцину, аланіну, фенілаланіну, глутамінової кислоти, проліну та орнітину. Із зазначених восьми амінокислот у *S. natans* зростав вміст шести (див. рис. 4).

Збільшення кількості проліну як унікальної стрес-протекторної сполуки покращує осмотичні властивості цитоплазми клітин і є захисною реакцією до надлишкового вмісту металів [11, 12], оскільки амінокислота є акцептором радикалів, стабілізатором макромолекул [26] і хелатуючою сполукою [34]. У літературі наявні дані про те, що за стресових умов (водного дефіциту, низьких та високих температур, підвищеної солоності) багато рослин накопичують саме пролін [14, 15, 29], який синтезується з глутамату чи орнітину. Збільшення вмісту ароматичної амінокислоти фенілаланіну є ще однією захисною реакцією, адже вона бере участь у синтезі фенольних сполук, які є, зокрема, антистресовими сполуками [2, 8]. Накопичення гістидину також можна пояснити захисною реакцією рослини на присутність наночасток металів, оскільки відомо, що він є субстратом для фітохелатинсинтетази [10], активність якої зумовлена необхідністю синтезу фітохелатинів. Це опосередковано вказує на вірогідність запуску процесів, подібних до знешкодження надлишкового вмісту йонів важких металів у клітинах рослин. Збільшення вмісту сери-

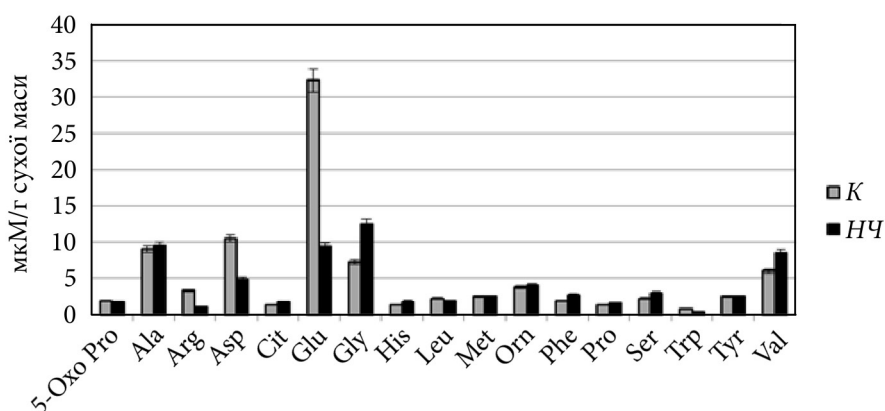


Рис. 4. Вміст амінокислот у *S. natans* на 7-й день експозиції

ну — амінокислоти, яка у рослин утворюється у процесі фотосинтезу, пов'язано, ймовірно, з активацією декарбоксилювання гліцину (вміст якого також збільшується) та його подальшого перетворення у серин у процесі фотодихання у пероксисомах за впливу екзогенного чинника. Зниження вмісту аспарагінової та глутамінової кислот у *S. natans* за дії наночастинок металів можна пояснити використанням їх у біосинтезі амідів (аспарагіну та глутаміну), які у рослинах є транспортною формою азоту. Глутамінова кислота також задіяна у синтезі глутатіону і фітохелатинів [34].

Таким чином, збільшення вмісту амінокислот, які безпосередньо беруть участь у захисних реакціях до шкодочинного впливу наночастинок металів та зменшення кількості тих, що є попередниками синтезу інших стресових сполук (феноли, терпеноїди тощо), спрямоване на підтримку гомеостазу і увімкнення репараційних механізмів. Зміни вмісту амінокислот у *S. natans* за впливу суміші наночастинок металів свідчать про те, що у неї включаються відповідні механізми захисту, аналогічні за фізіологічною дією до механізмів інактивації йонів металів, які дозволяють адаптуватися цій рослині до нових умов.

Висновки

Встановлено, що *S. natans* має високу здатність до вилучення наночастинок металів із водного колоїдного розчину. Найефективніше вилучалися наночастки Mn (на 86 %), Ag (на 76 %) і Cu (на 69 %), меншою мірою Zn (на 40 %).

Фотосинтетична система *S. natans* виявилася стійкою до суміші наночастинок (зниження вмісту фотосинтетичних пігментів не перевищувало 21 %, що не є критичним для життєдіяльності рослини). За дії наночастинок металів у *S. natans* відбувалися зміни у вмісті амінокислот, зокрема, збільшувалась кількість тих, які беруть безпосередню участь у захисних ре-

акціях рослини на стрес, що свідчить про перебудову білкового метаболізму рослини, спрямовану на репарацію пошкодження.

На підставі отриманих результатів *S. natans* можна рекомендувати для фіторе mediaції водойм, забруднених наночастками металів.

Список використаної літератури

1. Андрусишина И.Н. Наночастицы металлов: способы получения, физико-химические свойства, методы исследования и оценка токсичности. *Сучасні проблеми токсикології*. 2011. Т. 3. С. 5—14.
2. Барабой В.А. Биологическое действие растительных фенольных соединений. Киев : Наук. думка, 1976. 260 с.
3. Гавриленко В.Ф., Ладыгина М.Е., Хандобина Л.М. Большой практикум по физиологии растений. М. : Высш. шк., 1975. 392 с.
4. Дубына В.Д., Стойко С.М., Сытник К.М. и др. Макрофиты — индикаторы изменений природной среды. Киев : Наук. думка, 1993. 463 с.
5. Дубина Д.В., Тимошенко П.А., Шеляг-Сосонко Ю.Р. Фітосистеми кіс і островів Азово-Чорноморського регіону України: стан та завдання охорони. *Укр. ботан. журн.* 2006. Т. 63, № 1. С. 3—14.
6. Дыкман Л.А., Щеголев С.Ю. Взаимодействие растений с наночастицами благородных металлов. *Сельскохозяйственная биология*. 2017. № 1. С. 15—26.
7. Ершов Б.Г. Наночастицы металлов в водных растворах: электронные, оптические и каталитические свойства. *Рос. хим. журн.* 2001. Т. XLV, № 3. С. 20—30.
8. Кобилецька М., Терек. О. Вплив іонів кадмію на вміст фенольних сполук та вільного проліну в рослинах кукурудзи. *Вісн. Львів. ун-ту. Сер. біол.* 2002. Вип. 28. С. 311—316.
9. Козировська Н.О. Механізми природної імунності рослини. *Біополімери і клітина*. 2006. Т. 22, № 2. С. 91—101.
10. Кузнецов В.В., Дмитриева Г.А. Физиология растений. М. : Высш. шк., 2006. 742 с.
11. Кузнецов В.В., Шевякова Н.И. Проллин при стрессе: биологическая роль, метаболизм, регуляция. *Физиология растений*. 1999. Т. 46, № 2. С. 321—336.
12. Шевякова Н.И. Метаболизм и физиологическая роль пролина при водном и солевом стрессе. *Там же*. 1983. Т. 30, № 4. С. 768—783.
13. Щерба А.А., Захарченко С.Н., Лопатько К.Г. и др. Разрядно-импульсные системы производства нанокolloидных растворов биологически активных металлов методом объемного электроискрового диспергирования. *Праці ІЕД НАНУ*. 2010. Вип. 26. С. 152—160.
14. Ashraf M., Harris P.J.C. Potential biochemical indicators of salinity tolerance in plants. *Plant Sci.* 2004. Vol. 166. P. 3—16.
15. Aspinall D., Paleg L.G. Proline accumulation: physiological aspects. *The physiology and biochemistry of drought resistance in plants*. Australia: Acad. Press, 1981. P. 205—240.
16. Atha D.H., Wang H., E. J. Petersen E. J. et al. Copper oxide nanoparticle mediated DNA damage in terrestrial plant models. *Environ. Sci. Technology*. 2012. Vol. 46, N 3. P. 1819—1827.
17. Dhir B., Srivastava S. Heavy metal removal from a multi-metal solution and wastewater by *Salvinia natans*. *Ecol. Eng.* 2011. Vol. 37. P. 893—896.
18. Farraji H., Zaman N., Tajuddin R., Faraji H. Advantages and disadvantages of phytoremediation. A concise review. *Int. J. environ. technol.* 2016. Vol. 2. P. 69—75.
19. Hadad H.R., Princiroli Maine M.A., Mufarrege M.M. Nickel and phosphorous sorption efficiencies, tissue accumulation kinetics and morphological effects on *Eichhornia crassipes*. *Ecotoxicology*. 2009. Vol. 18, N 5. P. 504—513.
20. Traczewska H., Sitarska T., Zamorska-Wojdyła M.D. Assessment of the phytoremediation efficacy of boron-contaminated waters by *Salvinia natans*. *Environ. Prot. Eng.* 2010. Vol. 36. P. 87—94.

21. Ivanova I.Yu., Kharchenko G.V., Klochenko P.D. Higher aquatic vegetation of water bodies of the town of Kiev. *Hydrobiol. J.* 2007. Vol. 43, N 3. P. 36—56.
22. Kerkeb L., Krämer U. The role of free histidine in xylem loading of nickel in *Alysum lesbiacum* and *Brassica juncea*. *Plant Physiol.* 2003. Vol. 131. P. 716 —724.
23. Klochenko P.D., Kharchenko G.V., Zubenko I.B., Shevchenko T.F. Some peculiarities of accumulation of heavy metals by macrophytes and epiphyton algae in water bodies of urban territories. *Hydrobiol. J.* 2007. Vol. 43, N 6. P. 46—57.
24. Lee C.W., Mahendra S., Zodrow K., et al. Developmental phytotoxicity of metal oxide nanoparticles to *Arabidopsis thaliana*. *Environ. Toxicol. Chem.* 2010. Vol. 29, N 3. P. 669—675.
25. Lopatko K.G., Aftandilyants E.H., Kalenska S.M., Tonkha O.L. Mother colloidal solution of metals. Bo1 J 13/00 Patent of Ukraine no. 3845912. 2009.
26. Matysik J., Alia B., Mohanty P. Molecular mechanisms of quenching of reactive oxygen species by proline under stress in plants. *Curr. Sci.* 2002. Vol. 82. P. 525—532.
27. Mikhaylova S.V. Combination of tandem mass spectrometry and lysosomal enzymes analysis-effective tool for selective screening for IEM in neurological clinic. *J. Inherit. Metab. Dis.* 2004. Vol. 27, N 1. P. 39.
28. Mishra V.K., Tripathi B.D. Concurrent removal and accumulation of heavy metals by the three aquatic macrophytes. *Bioresour. Technol.* 2008. Vol. 99. P. 7091—7097.
29. Naidu B.P., Paleg L.G., Aspinall D. et al. Amino acid and glycine-betaine accumulation in cold stressed seedlings. *Phytochemistry.* 1991. Vol. 30. P. 407—409.
30. Navarro E., Baun A., Behra R. et al. Environmental behavior and ecotoxicity of engineered nanoparticles to algae, plants, and fungi. *Ecotoxicology.* 2008. Vol. 17, N 5. P. 372—386.
31. Rodriguez E., Azevedo R., Fernandes P., Santos C. Cr (VI) induces DNA damage, cell cycle arrest and polyploidization: a flow cytometric and comet assay study in *Pisum sativum*. *Chem. Res. Toxicol.* 2011. Vol. 24, N 7. P. 1040—1047.
32. Schaumann G.E., Philippe A., Bundschuh M. et al. Understanding the fate and biological effects of Ag- and TiO₂-nanoparticles in the environment: the quest for advanced analytics and interdisciplinary concepts. *Sci. Tot. Environ.* 2015. Vol. 535. P. 3—19.
33. Sen A., Mondal N. Removal and uptake of copper (II) by *Salvinia natans* from waste water. *Water, Air and Soil Pollution.* 1990. Vol. 49. P. 1—6.
34. Sharma S.S., Dietz K.J. The significance of amino acids and amino acid-derived molecules in plant responses and adaptation to heavy metal stress. *J. Exp. Botany.* 2006. Vol. 57. P. 711—726.
35. Stampoulis D., Sinha S.K., White J.C. Assay-dependent phytotoxicity of nanoparticles to plants. *Environ. Sci. Technol.* 2009. Vol. 43, N 24. P. 9473—9479.

Надійшла 21.11.2021

S.V. Hrechyshkina, Postgraduate Student,
Institute of Biology and Medicine,
Taras Shevchenko Kyiv National University,
64/13 Volodymyrska St., Kyiv, 01601, Ukraine,
e-mail: svetlanagrechishkina@gmail.com
ORCID 0000-0002-6485-2101

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

M.M. Musienko, Dr. Sci. (Biol.), Prof., Prof.,
Institute of Biology and Medicine,
Taras Shevchenko Kyiv National University,
64/13 Volodymyrska St., Kyiv, 01601, Ukraine,
e-mail: n_musienko@ukr.net
ORCID 0000-0002-1624-5032

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

N.Yu. Taran, Dr. Sci. (Biol.), Prof., Head of Department,
Institute of Biology and Medicine,
Taras Shevchenko Kyiv National University,
64/13 Volodymyrska St., Kyiv, 01601, Ukraine,
e-mail: ny_taran@ukr.net
ORCID 0000-0002-8669-5899

EVALUATION OF PHYSIOLOGICAL PARAMETERS OF RESISTANCE AND PERSPECTIVITY OF *SALVINIA NATANS* USE FOR EXTRACTION OF METAL COLLOID NANOPARTICLES

Resistance and efficiency of *Salvinia natans* (L.) All. for extraction of colloid nanoparticles of metals were studied. It was found that *S. natans* is resistant in terms of the pigments' content, and responds to the metals' nanoparticles impact by changes in amino acid content (increased amounts of alanine, glycine, histidine, ornithine, proline and phenylalanine, which participate in the plants' protective response to stress).

The high *S. natans*' ability to extract the studied metal nanoparticles from the aquatic colloidal solution (Mn — by 86 %, Ag — by 76 %, Cu — by 69 %, Zn — by 40 %) was shown.

Keywords: *Salvinia natans*, metal nanoparticles, water bodies phytoremediation, amino acids, chlorophylls, carotenoids.

УДК 574.583 (28) + 581.526.325

В.О. МЕДВЕДЬ, к. б. н., наук. співроб., ст. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: vika_med@i.ua

Г.В. ХАРЧЕНКО, к. б. н., наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна

ПІГМЕНТНІ І КІЛЬКІСНІ ПОКАЗНИКИ ФІТОПЛАНКТОНУ ОЗЕР МЕГАПОЛІСУ ТА ОЦІНКА ЇХНЬОГО ТРОФІЧНОГО СТАТУСУ

Вивчали вміст фотосинтетичних пігментів (хлорофілу а, b, c і каротиноїдів) та кількісні показники розвитку фітопланктону у 19 озерах м. Києва, які відрізняються за походженням, гідрологічними умовами та ступенем антропогенного навантаження. Встановлено, що зазначені показники змінювались у широких межах. Вміст хлорофілу а та каротиноїдів у досліджуваних озерах корелює з біомасою фітопланктону. Виявлене відставання величини біомаси планктонних водоростей від концентрації хлорофілу а та каротиноїдів є свідченням зменшення розмірних характеристик клітин водоростей, а також перебудови альгоугруповань у відповідь на антропогенне навантаження. Більшість озер м. Києва за вмістом хлорофілу а та біомасою фітопланктону можна віднести до евтрофного типу.

Ключові слова: фітопланктон, хлорофіл а, b, c, каротиноїди, чисельність, біомаса, трофічний статус, озера м. Києва.

Водорості планктону займають одне із найважливіших місць серед первинних продуцентів як у малих, так і у великих водоймах. При проведенні екологічного моніторингу вміст основного фотосинтетичного пігменту — хлорофілу а та кількісні показники розвитку фітопланктону є важливими характеристиками, які використовуються для оцінки трофічного статусу водних об'єктів [3, 5, 12—14, 17, 18, 23, 25, 26, 44, 45]. Більшість дослідників упевнено ставлять знак рівності між вмістом хлорофілу та біомасою, виражаючи останню через концентрацію пігменту [29, 30, 33, 39].

Дані щодо концентрації хлорофілу а та її зміни використовуються також при оцінці продукції фітопланктону та індикації забруднення вод [11, 14, 17, 20, 26, 38].

Ц и т у в а н н я: Медведь В.О., Харченко Г.В. Пігментні і кількісні показники фітопланктону озер мегаполісу та оцінка їхнього трофічного статусу. *Гідробіол. журн.* 2022. Т. 58 № 1. С. 57—70.

Жовті пігменти (каротиноїди) разом із хлорофілом є важливими компонентами рослинних клітин, які виконують світлопоглинаючу, стабілізуючу і світлозахисну функції, захищаючи хлорофіл від фотоокиснення. Каротиноїди — більш стабільні компоненти клітин, ніж зелені пігменти. У науковій літературі є відомості про те, що вміст жовтих пігментів у водному об'єкті, так як і хлорофілу *a*, може бути маркером біомаси водоростей [цит. по 21].

Варто зазначити, що, на відміну від інформації про видовий склад планктонних водоростей та особливостей їхнього розвитку в озерах м. Києва [7, 36, 37], відомості щодо вмісту фотосинтетичних пігментів у товщі води та його зв'язок з кількістю фітопланктону у водоймах цього мегаполісу є досить обмеженими [8, 9, 27, 28].

Метою даної роботи було визначення вмісту фотосинтетичних пігментів у планктоні озер м. Києва, виявлення його зв'язку з біомасою фітопланктону та встановлення трофічного статусу міських водойм на основі зазначених параметрів.

Матеріал і методика досліджень

Гідробіологічні дослідження проводились влітку 2020 р. на 19 озерах м. Києва, що зазнають різнобічного антропогенного впливу та відрізняються своїм походженням [1, 31, 34].

В результаті систематизації міських водних об'єктів виділено дві групи — гідрогенні та штучні водойми [1]. До першої групи входять озера, які виникли під впливом природних процесів та зазнали різного ступеня антропогенного втручання. Серед досліджуваних нами водойм до цієї групи належали такі озера, як Вербне (50°29'24" N 30°31'03" E), Вирлиця (50°23'44" N 30°39'41" E), Голубе (50°30'29" N 30°24'45" E), Підбірна (50°23'12" N 30°36'06" E), Райдужне (50°29'02" N 30°34'58" E), Редьчине (50°32'23" N 30°28'43" E), Синє (50°30'39" N 30°24'04" E), Сонячне (50°25'09" N 30°38'20" E), Тягле (50°22'42" N 30°38'54" E), Тельбін (50°25'33" N 30°36'30" E) і Центральне (50°31'06" N 30°30'32" E). Інша частина гідрогенних водойм — це так звані «стариці». Їхнім прикладом є система озер Опечень: Мінське (50°31'20" N 30°28'20" E), Лугове (50°30'43" N 30°28'35" E), Богатирське (50°30'08" N 30°29'11" E), Кирилівське (50°29'52" N 30°29'38" E) та Йорданське (50°29'35" N 30°30'00" E). До групи штучних водойм належать озера Алмазне (50°30'24" N 30°38'58" E), Вигурівське (50°31'30" N 30°37'48" E) та Лебедине (50°24'6" N 30°38'42" E).

На кожному із озер протягом липня було відібрано по дві проби. Проби фітопланктону об'ємом 0,5 дм³ фіксували 40 %-вим розчином формальдегіду (із кінцевою концентрацією 4 %) та концентрували методом седиментації. Чисельність водоростей визначали методом прямого підрахунку в камері Нажотта об'ємом 0,02 см³, а біомасу — рахунково-об'ємним методом [16]. Чисельність водоростей виражали у тис. кл/дм³, а біомасу — в мг/дм³. До складу домінантів відносили види, внесок яких до загальної біомаси фітопланктону у пробі становив ≥ 10 %.

Латинські назви таксонів водоростей наведено відповідно до класифікаційних систем [24, 46].

Вміст фотосинтетичних пігментів хлорофілу *a* та каротиноїдів у планктоні визначали стандартним спектрофотометричним методом з використанням відповідних рівнянь [35, 41].

Відносний вміст хлорофілу *a* розраховували за формулою: $(C_{\text{хл}}/B) \cdot 100$, де $C_{\text{хл}}$ — концентрація хлорофілу *a*, мкг/дм³; B — біомаса фітопланктону, мг/дм³.

Визначення трофічного статусу водойм проведено згідно відповідних шкал [3, 26].

Для отримання узагальнюючих характеристик даних розраховували їхні середні значення і виражали як: середнє значення $\pm$ стандартна похибка ($\bar{x} \pm SE$).

Спрямованість зв'язку (позитивний, негативний) між вмістом досліджуваних пігментів та біомасою фітопланктону, а також хімічним складом води ($N_{\text{неорг}}$, $P_{\text{неорг}}$, БО (біхроматна окиснюваність)) оцінювали за допомогою кореляційного аналізу [6]. З цією метою у роботі використано опубліковані дані [43], які були отримані під час досліджень гідрохімічного режиму озер м. Києва, що проводились одночасно з нашими спостереженнями.

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

Результати досліджень та їх обговорення

Характеристика фітопланктону досліджуваних озер. Отримані дані свідчать, що чисельність планктонних водоростей у досліджуваних водоймах коливалась від 574 до 503 824 тис. кл/дм³ (табл. 1).

За чисельністю клітин в основному переважали синьозелені (70,7—99,5 %) та зелені (54,0—97,7 %) водорості (рис. 1). Однак в деяких водоймах вагому частку в загальній чисельності фітопланктону складали діатомові (40,2 % — в оз. Підбірна) та динофітові (56,8 % — в оз. Голубе) водорості.

Біомаса фітопланктону, як і чисельність, змінювалась в досить широких межах: 0,78—48,75 мг/дм³ (див. табл. 1). Найменші значення цього показника було зареєстровано в оз. Синьому (0,78 мг/дм³), Підбірні (1,17 мг/дм³), Вирлиці (1,31 мг/дм³) і Тягле (1,81 мг/дм³), а найбільші — в оз. Вигурівському (48,75 мг/дм³).

Особливістю досліджуваних водойм було те, що в таких озерах, як Йорданське, Кирилівське, Вербне, Центральне, Тягле та Вигурівське, за біомасою переважали синьозелені водорості (72—93 %), в Луговому, Мінському, Лебединому, Алмазному, Вирлиці, Синьому та Богатирському домінували зелені (51—99 %), в Сонячному, Тельбіні та Голубому — динофітові (77—97 %), в Підбірні — діатомові (81 %), а в Райдужному та Редьчиному — синьозелені та динофітові (у співвідношенні відповідно 48 і 28 % та 49 і 43 %) (див. рис. 1).

Серед домінантів у планктоні досліджуваних водойм варто відзначити, перш за все, такі види, як *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs. (Cyanoprokaryota), *Acutodesmus pectinatus* (Meyen) Tsar., *Acutodesmus obliquus* (Turp.) Tsar., *Actinastrum hantzschii* Lagerh., *Coelastrum sphaericum* Nägeli, *Phacotus coccifer* Korsch. (Chlorophyta), *Peridiniopsis quadridens* (F. Stein) Bourr., *Glenodinium gymnodinium* (F. Stein) Bourr., *Ceratium hirundinella* (O. Müll.) Bergh (Dinophyta), *Melosira varians* Ag. (Bacillariophyta), *Trache-*

Таблиця 1

Характеристика фітопланктону озер м. Києва та їхній трофічний статус

Озера	Чисельність, тис. кл/дм ³	Біомаса, мг/дм ³	Хлорофіл <i>a</i> , мкг/дм ³	Трофічний статус		
				за вмістом хло- рофілу <i>a</i>		за біома- сою
				згідно [3]	згідно [26]	згідно [26]
Правобережні озера						
Редьчине	50520±2526	8,13±0,407	16,5±0,61	Е	Е	Е
Мінське	65896±3295	18,75±0,938	12,4±0,31	Е	Е	Е
Лугове	50300±2515	20,69±0,671	53,1±14,53	Е	Е	Е
Богатирське	25464±1273	3,91±0,196	87,7±0,04	Е	Е	Е
Кирилівське	268616±13431	25,21±1,261	57,7±2,99	Е	Е	Е
Йорданське	93128±4656	8,91±0,446	26,8±3,07	Е	Е	Е
Вербне	115596±5780	12,68±0,634	53,5±1,53	Е	Е	Е
Центральне	17360±868	13,47±1,035	8,6±0,24	М	М	Е
Синє	958±48	0,78±0,039	3,5±0,40	М	М	О
Голубе	2648±132	26,38±1,319	4,6±0,59	М	М	Е
Лівобережні озера						
Вирлиця	1460±73	1,31±0,066	9,0±0,76	М	М	М
Підбірна	574±29	1,17±0,059	7,5±0,23	М	М	М
Райдужне	144432±7222	22,91±1,146	77,2±5,28	Е	Е	Е
Сонячне	13524±676	11,44±0,572	16,8±1,12	Е	Е	Е
Тельбін	13365±668	12,63±0,632	32,7±2,60	Е	Е	Е
Тягле	18080±904	1,81±0,091	81,5±6,44	Е	Е	М
Алмазне	28940±1447	10,39±0,520	30,7±0,85	Е	Е	Е
Вигурівське	503824±25191	48,75±2,438	113,3±6,57	Е	Е	Е
Лебедине	26340±1317	11,10±0,555	54,9±0,21	Е	Е	Е

П р и м і т к а. О — оліготрофні; М — мезотрофні; Е — евтрофні.

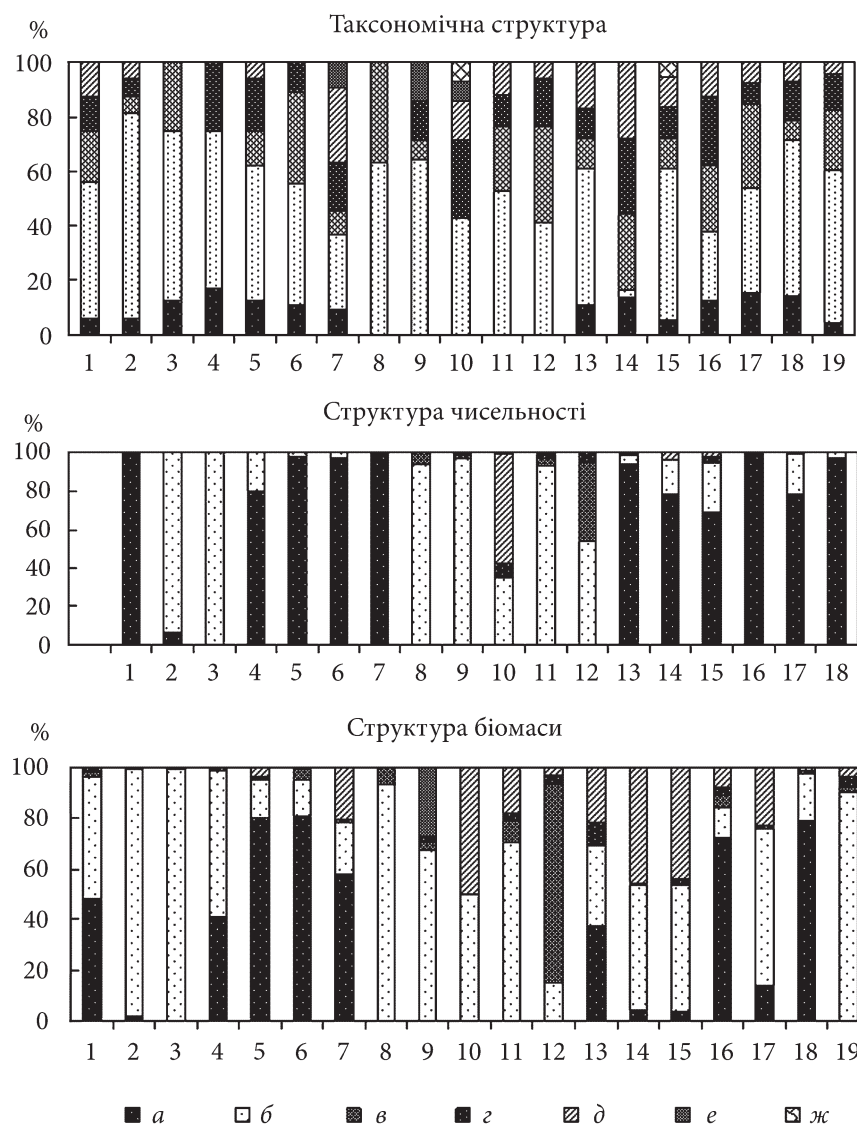


Рис. 1. Структура фітопланктону озер м. Києва: а — Cyanoprokaryota; б — Chlorophyta; в — Bacillariophyta; г — Euglenophyta; д — Dinophyta; е — Streptophyta; ж — Xanthophyta. Тут і на рис. 2—4: 1 — Редьчине; 2 — Мінське; 3 — Лугове; 4 — Богатирське; 5 — Кирилівське; 6 — Йорданське; 7 — Вербне; 8 — Центральне; 9 — Синє; 10 — Голубе; 11 — Вирлиця; 12 — Підбірна; 13 — Райдужне; 14 — Сонячне; 15 — Тельбін; 16 — Тягле; 17 — Алмазне; 18 — Вигурівське; 19 — Лебедине

lomonas volvocina (Ehrenb.) Ehrenb (Euglenophyta) і *Cosmarium turpinii* Bréb. (Streptophyta).

Аналіз таксономічної структури фітопланктону свідчить про те, що за кількістю видів в основному переважали Chlorophyta (44,4—75,0 % від загальної кількості видів), друге місце посідали Bacillariophyta (21,7—35,3 %) (див. рис. 1).

Представники зазначених відділів були виявлені в усіх досліджуваних водоймах. Водорості із відділів Cyanoprokaryota, Dinophyta і Euglenophyta знайдено у більшості озер, тоді як представники Streptophyta зустрічались тільки в озерах Вербному, Голубому та Синьому, а Xanthophyta — в озерах Голубому і Тельбін.

На наш погляд, виявлені відмінності у розвитку водоростей у досліджуваних водоймах обумовлені як різним хімічним складом води і різними гідрологічними умовами, так і різним ступенем рекреаційного навантаження, що узгоджується з висновками інших дослідників [27, 31, 32, 43].

Проведений кореляційний аналіз засвідчив наявність негативного зв'язку між загальною чисельністю фітопланктону і концентрацією неорганічних сполук азоту ($r = -0,36$, $n = 38$, $P \leq 0,05$) та між загальною біомасою і концентрацією неорганічних сполук фосфору ($r = -0,37$, $n = 38$, $P \leq 0,05$). Натомість було виявлено позитивну залежність між загальною чисельністю планктонних водоростей та кількістю органічних речовин ($r = 0,62$, $n = 38$, $P \leq 0,05$).

Характеристика досліджуваних озер за пігментними показниками. Згідно отриманим даним, вміст хлорофілу *a* у водоймах коливався від 3,5 до 113,3 мкг/дм³ (див. табл. 1). При цьому правобережні та лівобережні водойми дещо відрізнялись за вмістом зазначеного пігменту: середні значення вмісту хлорофілу *a* складали відповідно 32,4 та 47,1 мкг/дм³. Результати проведених досліджень також показали, що середній вміст хлорофілу *a* був помітно меншим у гідрогенних водоймах порівняно зі штучними — відповідно 34,3 та 66,4 мкг/дм³.

Аналіз пігментного складу фітопланктону засвідчив, що в усіх озерах серед зелених пігментів переважав хлорофіл *a* (рис. 2). У деяких пробах фітопланктону відносний вміст цього пігменту перевищував 90 % (оз. Вербне, Тягле і Вигурівське). Варто звернути увагу на той факт, що високі значення концентрації хлорофілу *a* були зареєстровані в озерах з переважанням у фітопланктоні представників Cyanoprokaryota (Богатирське, Йорданське, Кирилівське, Алмазне і Вигурівське), хлорофілу *b* — в озерах з переважанням представників Chlorophyta (Синє, Центральне, Голубе), а хлорофілу *c* — у водоймах з домінуванням Bacillariophyta (Підбірна) і Dinophyta (Голубе, Сонячне, Тельбін) (див. рис. 2). Подібні закономірності було відмічено і для інших водойм [11, 15, 20].

Було виявлено, що кількість каротиноїдів у досліджуваних озерах змінювалась від 1,7 до 52,0 мкг SPU/дм³. При цьому у правобережних водоймах концентрація каротиноїдів знаходилась у межах 1,7—42,3 мкг SPU/дм³, а у лівобережних — коливалась від 3,8 до 52,0 мкг SPU/дм³ (рис. 3).

Одержані дані свідчать про те, що гідрогенні водойми порівняно зі штучними характеризувались меншою середньою кількістю жовтих пігментів — відповідно 16,9 та 29,6 мкг SPU/дм³. Ці результати співпадають з даними для хлорофілу *a* (див. рис. 3).

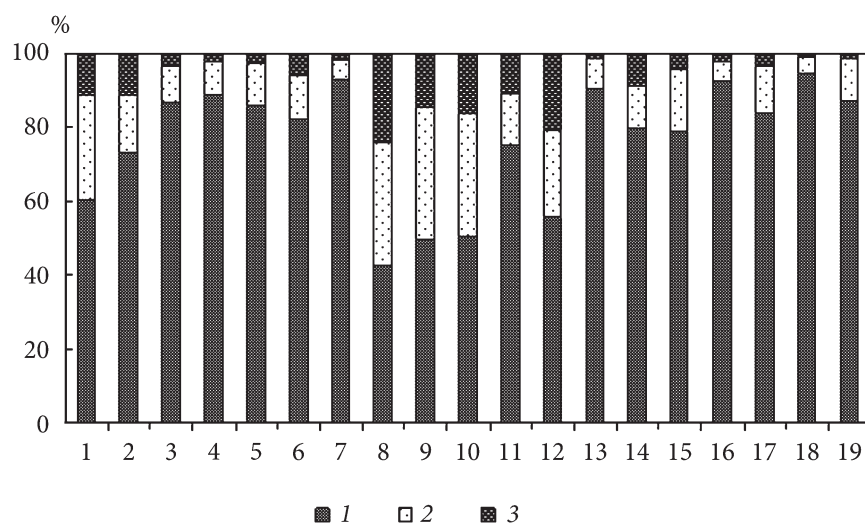


Рис. 2. Пігментний склад фітопланктону в досліджуваних озерах м. Києва: 1 — хлорофіл *a*; 2 — хлорофіл *b*; 3 — хлорофіл *c*

Варто зазначити, що максимуми і мінімуми концентрації каротиноїдів співпадали з мінімумами-максимумами вмісту хлорофілу *a*. Це узгоджується з даними інших дослідників про те, що між кількістю цих пігментів у планктоні існує прямий зв'язок [11, 15, 18, 38].

Відомо, що показники концентрації хлорофілу *a* у водному об'єкті служать критерієм оцінки запасів біомаси фітопланктону, оскільки між ними у більшості випадків спостерігається пряма залежність [14, 15, 18, 19, 21, 38, 40]. У літературі наявні відомості про те, що не тільки вміст хлорофілу *a*, але і каротиноїдів можна розглядати як маркер оцінки біомаси водоростей [цит. по 18].

Отримані нами результати досліджень свідчать про те, що в озерах м. Києва мінімальні та максимальні концентрації хлорофілу *a* і каротиноїдів в основному співпадали з мінімальними і максимальними значеннями показників біомаси (див. рис. 3).

Відомо, що на знак, величину і вірогідність зв'язку між вмістом пігментів і біомасою значно впливає розподіл водойм за гідрологічними умовами, а також за домінуванням у біомасі водоростей, які належать до певного відділу [15]. Виявлення зв'язку між цими показниками було проведено за допомогою кореляційного аналізу. Так, при ранжуванні досліджених озер на правобережні та лівобережні у більшості випадків встановлено достовірну пряму залежність між вмістом хлорофілу *a* і біомасою фітопланктону (табл. 2).

Порівняльний аналіз зв'язку між біомасою фітопланктону та вмістом каротиноїдів виявив достовірну позитивну залежність між цими показниками. На наш погляд, відсутність достовірного позитивного кореляційного зв'язку між зазначеними параметрами в деяких озерах може

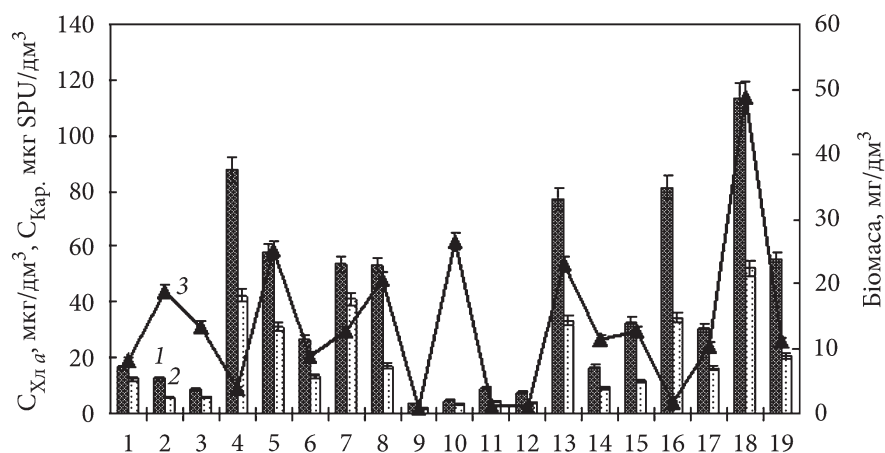


Рис. 3. Вміст хлорофілу *a* (1), каротиноїдів (2) та загальна біомаса фітопланктону (3) у досліджуваних озерах м. Києва

бути пов'язана з відсутністю чітко вираженого домінування представників водоростей одного з відділів. Це узгоджується з даними, отриманими для інших водойм [15, 40]. Так, наприклад, дисбаланс між концентрацією основного зеленого пігменту та кількістю біомаси (низькі значення вмісту хлорофілу *a* при високій біомасі) в оз. Голубому, очевидно, пов'язаний з домінуванням у ньому динофітової водорості *Peridiniopsis quadridens* (74,5 % від загальної біомаси).

Варто зазначити, що при ранжуванні досліджених озер з урахуванням домінуючого відділу водоростей (див. табл. 2), достовірні значення коефіцієнтів кореляції між вмістом досліджуваних пігментів та біомасою

Таблиця 2

Коефіцієнти кореляції між вмістом пігментів та біомасою планктонних водоростей при домінуванні в озерах м. Києва представників Cyanoprokaryota, Chlorophyta, Dinophyta + Bacillariophyta

Показники	Озера		Відділи, % від загальної біомаси		
	правобережні	лівобережні	Сyanoprokaryota	Chlorophyta	Dinophyta + Bacillariophyta
			80—93 %	51—99 %	77—99 %
	<i>n</i> = 20	<i>n</i> = 18	<i>n</i> = 14	<i>n</i> = 14	<i>n</i> = 6
<i>C</i> _{хл.а}	0,79	0,94	0,59	0,37	0,51
<i>C</i> _{кар.}	0,55	0,96	0,57	0,24	0,50

Примітка. *C*_{хл.а} — концентрація хлорофілу *a*, мкг/дм³; *C*_{кар.} — концентрація каротиноїдів, мкг SPU/дм³. Напівжирним шрифтом виділено коефіцієнти кореляції, достовірні при $P \leq 0,05$.

фітопланктону були отримані лише при домінуванні *Cyanoprokaryota*. При переважанні в біомасі представників *Chlorophyta* величини коефіцієнта кореляції помітно знижувались. На наш погляд, це могло бути обумовлено посиленням ролі дрібних форм зелених водоростей.

У той же час, при переважанні в біомасі фітопланктону досліджуваних водойм представників *Dinophyta* + *Bacillariophyta* не було виявлено достовірного зв'язку між вмістом пігментів та біомасою. Однак, згідно раніше отриманих нами даних [15], при переважанні у фітопланктоні представників цих відділів спостерігались достовірні позитивні значення коефіцієнтів кореляції між зазначеними параметрами. На наш погляд, відсутність достовірного зв'язку між вмістом пігментів та біомасою обумовлено недостатньою вибіркою даних.

Причиною зниження величини коефіцієнта кореляції між вмістом пігментів і біомасою у правобережних озерах порівняно з лівобережними може бути більший антропогенний вплив на першу групу водойм, до якої належать озера системи Опечень. Саме для них характерно підвищене забруднення води нафтопродуктами, важкими металами та хлоридами [32, 42, 44], внаслідок чого спостерігається погіршення екологічного стану водойм. Це може спричинити посилення розвитку дрібних форм зелених водоростей, що узгоджується з даними, отриманими для морських екосистем [2].

Для оцінки впливу хімічного складу води на кількісні показники розвитку водоростей було проведено співставлення даних щодо вмісту хлорофілу *a* у досліджуваних водоймах та концентрації $N_{\text{неорг.}}$, а також з величинами БО та співвідношення $N_{\text{неорг.}} / P_{\text{неорг.}}$ (рис. 4).

Було встановлено, що між концентрацією органічних речовин (БО) та вмістом пігментів у планктоні наявна достовірна позитивна залежність (для хлорофілу *a*: $r = 0,59$, для каротиноїдів: $r = 0,55$ при $n = 38$, $P \leq 0,05$). У той же час між концентрацією $N_{\text{неорг.}}$ та вмістом пігментів виявлено негативну залежність (для хлорофілу *a*: $r = -0,37$, для каротиноїдів: $r = -0,41$ при $n = 38$, $P \leq 0,05$). Аналогічну залежність було зареєстровано і для співвідношення $N_{\text{неорг.}} / P_{\text{неорг.}}$ (для хлорофілу *a*: $r = -0,32$, для каротиноїдів: $r = -0,32$ при $n = 38$, $P \leq 0,05$). Це узгоджується з даними, отриманими для інших водойм [9, 10, 14, 39].

Побічною характеристикою структури фітопланктону може бути і відносний вміст хлорофілу *a* ($C_{\text{хл.}}/B$). Так, величина $C_{\text{хл.}}/B \cdot 100$ у досліджуваних водоймах коливалась від 0,02 до 4,49 %. Практично, більшість значень цього показника була в діапазоні 0,15—0,69 %. Згідно даних деяких авторів [10, 28] найбільші його значення реєструються при домінуванні зелених водоростей, а нижчі — при різному співвідношенні усіх відділів водоростей. Отримані нами величини $C_{\text{хл.}}/B$ для фітопланктону озер м. Києва не перевищують значень, наведених у роботі В.І. Щербака із співавторам. [28]. Однак вони відрізняються від величин, отриманих Н.М. Мінеєвою із співавторами [19, 21] для фітопланктону водосховищ Волги. Причиною розходжень величин відносного вмісту хлорофілу *a*

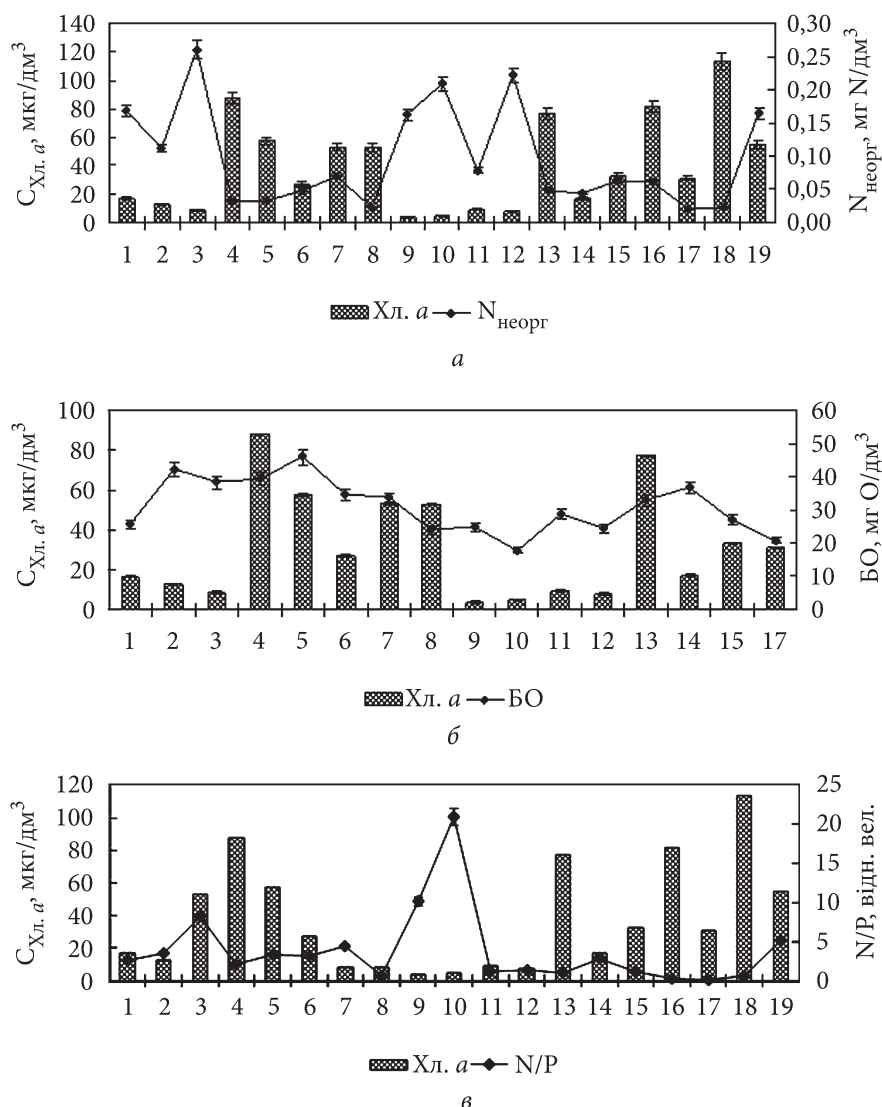


Рис. 4. Вміст хлорофілу *a* у фітопланктоні, концентрація $N_{неорг}$. (а) та величини БО (б) і співвідношення $N_{неорг} / P_{неорг}$ (в) у досліджуваних озерах м. Києва

може бути неоднаковий баланс різних розмірів клітин водоростей із цих відділів [10].

Важливим аспектом гідробіологічних досліджень є встановлення трофічного статусу водойм. Хлорофіл *a* та біомаса водоростей служать при цьому пріоритетними показниками. Проведене нами визначення трофічного статусу досліджуваних об'єктів за вмістом хлорофілу *a* відповідно до шкали, запропонованої В.В. Бульоном [3] та І.С.Трифоновою [26] свідчить про те, що більшість озер м. Києва можна віднести до евт-

рофного типу, а озера Голубе, Синє, Центральне, Вирлиця та Підбірна — до мезотрофного типу (див. табл. 1).

Досліджувані об'єкти за кількістю біомаси водоростей у планктоні відповідно до класифікації І.С.Трифонові [26] належать до: оліготрофних (оз. Синє), мезотрофних (оз. Вирлиця, Підбірна і Тягле) та евтрофних (озера Мінське, Лугове, Богатирське, Кирилівське, Йорданське, Центральне, Вербне, Голубе, Редьчине, Райдужне, Сонячне, Тельбін, Алмазне, Вигурівське та Лебедине) (див. табл. 1).

Висновки

Отримані результати показали, що досліджувані озера м. Києва помітно відрізняються за вмістом хлорофілу *a*, *b*, *c*, каротиноїдів та кількісними показниками розвитку фітопланктону, а саме — за кількістю видів, чисельністю та біомасою. При цьому гідрогенні водойми характеризувалися меншим середнім вмістом досліджуваних пігментів, а також середніми значеннями чисельності та біомаси планктонних водоростей порівняно зі штучними.

Виявлено, що зміни вмісту хлорофілу *a* та каротиноїдів у досліджуваних водоймах корелюють зі змінами біомаси фітопланктону. Відставання показників біомаси фітопланктону від кількості хлорофілу *a* та каротиноїдів, ймовірно, є свідченням зменшення розмірних характеристик клітин водоростей та перебудов структури альгоутронувань у відповідь на антропогенний вплив.

Відповідно до класифікації трофності водойм, більшість досліджуваних нами озер за вмістом хлорофілу *a* можна віднести до евтрофного типу. Це узгоджується з даними, отриманими при визначенні трофічного статусу озер за біомасою фітопланктону.

Список використаної літератури

1. Батог С.В. Еколого-гідрологічна характеристика водойм м. Києва: Автореф. дис. ... канд. геогр. наук. Київ, 2018. 20 с.
2. Брянцева Ю.В. Изменчивость структурных характеристик фитопланктона Чёрного моря: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Севастополь. 2000. 23 с.
3. Бульон В.В. Первичная продукция и трофическая классификация водоёмов. Изучение первичной продукции планктона внутренних водоёмов. СПб.: Гидрометеоздат, 1993. С.147—158.
4. Елизарова В.А. Хлорофилл как показатель биомассы фитопланктона // Методические вопросы изучения первичной продукции планктона внутренних водоёмов. СПб.: Гидрометеоздат, 1993. С. 126—131.
5. Ермолаев В.И. Фитопланктон водоемов бассейна озера Сартлан. Новосибирск: Наука. Сибирское отделение, 1989. 96 с.
6. Зайцев Г.Н. Математическая статистика экспериментальной ботанике. М.: Наука. 1984. 423 с.
7. Клоченко П.Д., Иванова І.Ю., Ліліцька Г.Г. Видовий склад фітопланктону заплавних озер м. Києва. *Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біологія*. 2012. № 3(52). С. 35—41.
8. Клоченко П.Д., Медведь В.О., Горбунова З.Н. та ін. Оцінка стану екосистеми оз. Центральне (м. Київ). *Современные проблемы гидробиологии. Перспективы, пути* ISSN 0375-8990. Гідробиологічний журнал. 2022. 58(1)

и методы исследований: Сб. тр. междунар. науч. конф. (24—27 июля 2006 г., Херсон). Херсон, 2006. С. 82—86.

9. Ключенко П.Д., Медведь В.О., Горбунова З.Н. та ін. Оцінка екологічного стану безстічних озер м. Києва // *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*. 2010. 2(19). С. 168—174.

10. Корнева Л.Г. Формирование фитопланктона водоемов бассейна Волги под влиянием природных и антропогенных факторов: Автореф. дис. ... докт. биол. наук. СПб, 2009. 48 с.

11. Курейшевич А.В. Пигменты фитопланктона и факторы, влияющие на их содержание в водоеме (на примере днепровских водохранилищ: Автореф. дис... канд. биол. наук. Киев, 1983. 23 с.

12. Курейшевич А.В., Сиренко Л.А., Медведь В.А. Динамика фитопланктона и хлорофилла *a* в Днепровском водохранилище (Украина) в 1931—1993 гг. *Альгология*. 1997. Т. 7, № 1. С. 35—48.

13. Курейшевич А.В., Сиренко Л.А., Медведь В.А. Динамика фитопланктона и хлорофилла *a* в Каховском водохранилище (Украина) в 1956—1993 гг. *Альгология*. 2000. Т. 10, № 2. С. 152—167.

14. Курейшевич А.В., Сиренко Л.А., Усенко О.М., Медведь В.А. Содержание хлорофилла *a* в планктоне как показатель обилия водорослей в районах водозаборов. *Альгология*. 2001. Т. 11, № 4. С. 474—485.

15. Медведь В.А. Влияние азотсодержащих соединений воды на пигментные характеристики фитопланктона: Автореф. дис... канд. биол. наук. Киев, 1990. 18 с.

16. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / За ред. В.Д. Романенка. НАН України. Ін-т гідробіології. К.: Логос, 2006. 408 с.

17. Минеева Н.М. Растительные пигменты в воде волжских водохранилищ. М.: Наука, 2004. 156 с.

18. Минеева Н.М. Растительные пигменты как показатели биомассы фитопланктона (Обзор). *Альгология*. 2011. Т. 21. № 3. С. 385—395.

19. Минеева Н.М., Корнева Л.Г., Соловьева В.В. Содержание хлорофилла в единице биомассы фитопланктона водохранилищ Волжского каскада (Россия). *Альгология*. 2014. Т. 24. № 4. С. 477—488.

20. Минеева Н.М., Метелева Н.Ю. Сравнительная характеристика продуктивности фитопланктона и эপিфитона водохранилищ верхней Волги. *Биология внутр. вод*. 2019. № 2. С. 33—41.

21. Минеева Н.М., Щур Л.А. Содержание хлорофилла в единице биомассы фитопланктона (Обзор). *Альгология*. 2012. Т. 22, № 4. С. 441—456.

22. Михеева Т.М. Оценка величин биомассы фитопланктона в озерах мира. *Гидробиол. журн*. 1975. Т. 11, № 3. С. 90—104.

23. Пырина И.Л. Многолетние исследования содержания пигментов фитопланктона Рыбинского водохранилища. *Биология внутр. вод*. 2000. № 1. С. 37—44.

24. Разнообразия водорослей Украины / Е.В. Борисова, Л.Н. Бухтиярова, С.П. Вассер и др. *Альгология*. 2000. Т. 10, № 4. 309 с.

25. Трифонова И.С. Состав и продуктивность фитопланктона озер Карельского перешейка. Л.: Наука, 1979. 168 с.

26. Трифонова И.С. Оценка трофического статуса водоёмов по содержанию хлорофилла *a* в планктоне. Методические вопросы изучения первичной продукции планктона внутренних водоёмов. СПб.: Гидрометеиздат, 1993. С. 158—166.

27. Щербак В.И., Семенюк Н.Е. Использование фитопланктона для оценки экологического состояния водоемов мегаполиса согласно водной рамочной директиве ЕС 2000/60. *Гидробиол. журн*. 2008. Т. 44, № 6. С. 29—41.

28. Щербак В.И., Сиренко Л.А., Семенюк Н.Е. Содержание хлорофилла *a* в фитопланктоне урбанизированных территорий. *Гидробиол. журн*. 2007. Т. 43, № 3. С. 67—80.

29. Cano M.G., Casco M.A., Solari L.C. et al. Implications of rapid changes in chlorophyll *a* of plankton, epipelon, and epiphyton in a Pampean shallow lake: an interpretation in terms of a conceptual model. *Hydrobiologia*. 2008. Vol. 614, № 1. P. 33—45.
30. Carstensen J., Henriksen P. Phytoplankton biomass response to nitrogen inputs: a method for WFD boundary setting applied to Danish coastal waters. *Hydrobiologia*. 2009. Vol. 633, № 1. P. 137—149.
31. Goncharova M.T., Kipnis L.S., Konovets I.M. et al. Ecological assessment of water and sediments quality of the Opechen Lakes system (Kyiv). *Hydrobiol. J.* 2020. Vol. 56, N 4. P. 71—83.
32. Gorbatiuk L.O., Pasichna O.O., Platonov M.O. et al. Assessment of the current level of pollution of the lakes of Kyiv by petroleum hydrocarbons. *Hydrobiol. J.* 2021. Vol. 57, N 3. P. 95—101.
33. Honti M., Istvanovics V., Osztóics A. Stability and change of phytoplankton communities in a highly dynamic environment — the case of large, shallow Lake Balaton (Hungary). *Hydrobiologia*. 2007. Vol. 581, № 1. P. 225—240.
34. Ivanova I.Yu., Kharchenko G.V., Klochenko P.D. Higher aquatic vegetation of water bodies of the town of Kiev. *Hydrobiol. J.* 2007. Vol. 43, N 3. P. 36—56.
35. Jeffrey S.W., Humphrey F.H. New spectrophotometric equations for determining chlorophyll *a*, *b*, *c*₁ and *c*₂ in higher plants, algae and natural phytoplankton. *Biochem. Physiol. Pflanz.* 1975. Bd. 167. P. 171—194.
36. Klochenko P.D., Shevchenko T.F., Kharchenko G.V. Structural and functional organization of phytoplankton in the thickets and in the sections free of vegetation in the lakes of Kiev. *Hydrobiol. J.* 2015. Vol. 51, N 3. P. 45—60.
37. Klochenko P.D., Shevchenko T.F., Kharchenko G.V. Structural organization of phytoplankton and phytoepiphyton of the lakes of Kiev. *Hydrobiol. J.* 2013. Vol. 49, N 4. P. 47—63.
38. Klochenko P.D., Shevchenko T.F., Nezbryskaya I.N. et al. Phytoplankton production and decomposition characteristics in water bodies differing in the degree of their contamination by inorganic compounds of nitrogen and phosphorus. *Hydrobiol. J.* 2019. Vol. 55, N 3. P. 29—43.
39. Lampert W., Sommer U., Limnoecology. 2^{ed} ed. Oxford: Oxford University Press. 2007. 324 p.
40. Medved' V.A. Association between chlorophyll *a* content in phytoplankton and nitrogen content in water of the Dnieper Reservoirs. *Hydrobiol. J.* 1999. Vol. 35, N 1. P. 151—157.
41. Parsons T.R., Strickland J.D.H. Discussion of spectrophotometric determination of marine-plant pigments and carotinoids. *J. Marine. Res.* 1963. Vol. 21, N 3. P. 155—163.
42. Pasichna O.O., Gorbatiuk L.O., Platonov M.O. et al. Peculiarities of accumulation of heavy metals by aquatic macrophytes of the lakes of Kyiv and assessment of their bioremediation capacity. *Hydrobiol. J.* 2021. Vol. 57, N 4. P. 64—74.
43. Shevchenko T.F., Klochenko P.D., Kharchenko G.V., Gorbunova Z.N. Phytoepiphyton of megalopolis lakes under conditions of anthropogenic influence. *Hydrobiol. J.* 2021. Vol. 57, N 4. P. 48—63.
44. Sirenko L.A., Medved' V.A. Long-term dynamics of the content of chlorophyll *a* and peculiarities of development of phytoplankton in the Dneprodzerzhinsk Reservoir. *Hydrobiol. J.* 2000. Vol. 36, N 5. P. 140—155.
45. Sirenko L.A., Kureyshevich A.V., Medved' V.A. Peculiarities of the development of phytoplankton in the upper and lower reaches of the regulated river (on the example of the Dnieper River). *Hydrobiol. J.* 2000. Vol. 36, N 4. P. 10—20.
46. Tsarenko P.M., Wasser S.P., Nevo E. Algae of Ukraine: diversity, nomenclature, taxonomy, ecology and geography. Cyanoprokaryota, Euglenophyta, Chrysophyta, Xanthophyta, Raphidophyta, Phaeophyta, Dinophyta, Cryptophyta, Glaucocystophyta, Rhodophyta. (Vol. 1). Ruggell: Gantner Verlag, 2006. 713 p.

Надійшла 08.02.2022

V.A. Medved, PhD (Biol.), Researcher, Senior researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
12 Geroyiv Stalingrada Ave, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: vika_med@i.ua

G.V. Kharchenko, PhD (Biol.), Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
12 Geroyiv Stalingrada Ave, Kyiv, 04210, Ukraine

PIGMENT AND QUANTITATIVE INDICATORS OF PHYTOPLANKTON OF
LAKES OF THE MEGALOPOLIS AND ASSESSMENT OF THEIR TROPHIC STATUS

Pigment and quantitative indicators of phytoplankton of lakes of the metropolis and assessment of their trophic status. The content of photosynthetic pigments (chlorophyll *a*, *b*, *c* and carotenoids) and quantitative indicators of phytoplankton in 19 lakes of Kyiv, which differ in origin, hydrological conditions and the degree of anthropogenic load, were studied. It was found that the studied lakes correlate with the biomass of phytoplankton. The detected lag of planktonic algae biomass values from the concentration of chlorophyll *a* and carotenoids is evidence of a decrease in the dimensional characteristics of algae cells and the rearrangement of algal groups in response to anthropogenic load. Most lakes in Kyiv can be classified as eutrophic in terms of chlorophyll *a* content and phytoplankton biomass.

Keywords: phytoplankton, chlorophyll *a*, *b*, *c*, carotenoids, numbers, biomass, trophic status, lakes of Kyiv.

ЕКОЛОГІЧНА ФІЗІОЛОГІЯ І БІОХІМІЯ ВОДНИХ ТВАРИН

УДК 577.2:575:574.3:594.124

І.Ю. ЧУБИК, аспірантка,
Одеський національний університет імені І.І. Мечникова,
вул. Дворянська, 2, м. Одеса, 65082, Україна
e-mail: inna_chubik@ukr.net
ORCID 0000-0002-1443-7778

Г.О. ЧЕБОТАР, к.б.н.,
Одеський національний університет імені І.І. Мечникова,
вул. Дворянська 2, Одеса, 65082, Україна
e-mail: gchebotar@gmail.com
ORCID 0000-0002-7465-4678,

А. БІК, д.природ.н.
Ростоцький університет,
Університетська площа, 2, м. Росто́к, 18055, Німеччина
e-mail: andreas.bick@uni-rostock.de
ORCID 0000-0003-2356-6106

С.В. ЧЕБОТАР, д.б.н., проф., член-кор. НААН,
Одеський національний університет імені І.І. Мечникова,
вул. Дворянська 2, Одеса, 65082, Україна
e-mail: s.v.chebotar@onu.edu.ua
ORCID 0000-0002-9130-7272

ВИДОВА ПРИНАЛЕЖНІСТЬ МІДІЙ ПІВНІЧНО-ЗАХІДНОГО РЕГІОНУ ЧОРНОГО МОРЯ ЗА РЕЗУЛЬТАТАМИ МОЛЕКУЛЯРНО-ГЕНЕТИЧНОГО АНАЛІЗУ

Проведено ідентифікацію поселень мідій північно-західного регіону Чорного моря використовуючи діагностичний маркер Me 15-16 до неповторювальної області гена адгезивного білка мідій. Мідії в досліджуваних локаціях характеризувалися алелем довжиною 126 п.н., що відповідає виду *Mytilus galloprovincialis* (Lamarck, 1819). В якості референтних зразків за діагностичним маркером Me 15-16 були проаналізовані мідії з Балтійського моря, серед яких виявлені представники видів *Mytilus trossulus* (Gould, 1850), *Mytilus edulis* (Linnaeus, 1758) та їх гібриди, які характеризувалися довжиною алелів 168 п.н. і 180 п.н. Виявлено більшу спорідненість виду *M. galloprovincialis* з *M. edulis*, ніж з видами *M. californianus* і *M. coruscus* за результатами філогенетичного аналізу амінокислотних послідовностей адгезивного білка стопи мідій.

Ключові слова: *Mytilus galloprovincialis*, молекулярні маркери, Me 15-16, адгезивний білок, філогенетичний аналіз.

Ц и т у в а н н я: Чубик І.Ю., Чеботар Г.В., Бік А., Чеботар С.В. Видова приналежність мідій північно-західного регіону Чорного моря за результатами молекулярно-генетичного аналізу. *Гідробіол. журн.* 2022. Т. 58, № 1. С. 71—80.

ISSN 0375-8990. Гідробіологічний журнал. 2022. 58(1)

Мідії р. *Mytilus* — двостулкові молюски з найбільшою біомасою у морях вищих широт. Завдяки застосуванню нових популяційно-генетичних методів, за останні роки значно зросла кількість досліджень з екології, систематики та популяційної генетики р. *Mytilus*.

За даними Інтегрованої таксономічної інформаційної системи (ITIS) [<https://www.itis.gov>], на сьогоднішній день до р. *Mytilus* відносять п'ять видів: *M. californianus* Conrad, 1837, *M. chilensis* Hupé, 1854, *M. edulis* Linnaeus, 1758, *M. galloprovincialis* Lamarck, 1819, *M. trossulus* Gould, 1850. Світовий реєстр морських видів (WoRMS) [<https://www.marinespecies.org>] включає вищенаведені і додатково три види: *M. planulatus* Lamarck, 1819, *M. platensis* d'Orbigny, 1842 та *M. unguiculatus* Valenciennes, 1858 (або *M. coruscus* Gould, 1861). Більшість наукових публікацій [19, 29, 33—35], незалежно від цих списків, припускають наявність у Північній півкулі лише трьох видів мідій: *M. edulis*, *M. galloprovincialis* і *M. trossulus*. Вони схрещуються між собою, коли співіснують просторово, утворюючи гібридні зони [13, 17, 24, 26, 28].

Середземноморська мідія *M. galloprovincialis* Lamarck, 1819 (Bivalvia: Mytilidae) — один з найбільш яскравих прикладів широкого розселення морських тварин у різні райони Світового океану шляхом ненавмисної антропогенної інтродукції [16, 32, 36]. У Чорному морі середземноморську мідію називають чорноморською. Вона формує поселення на різних біотопах (прибережні конструкції, скельні субстрати, донні мулові відкладення). Широкий ареал виду забезпечується його пластичністю, в основі якого має бути генетична різноманітність. З фенотипних ознак у мідій істотно варіюють форма і колір стулків. Дослідження ізоферментних спектрів так само свідчать про їх значну внутрішньовидову різноманітність [1].

На сьогоднішній день добре вивчені морфологічна, розмірно-вікова, статева, фенотипна структура мідій у поселеннях Чорного моря [2—10]. За співвідношенням зовнішнього призматичного і внутрішнього перламутрового шарів у зоні лігаменту на внутрішній поверхні стулків чорноморських мідій виділяють два морфологічні типи: *galloprovincialis*-подібні і *trossulus*-подібні. Найбільша кількість *trossulus*-подібних особин відзначена у прибережних опріснених водах та у районах з високим рівнем антропогенного навантаження. У північно-західній частині Чорного моря вони мають меншу швидкість росту і тривалість життя (три роки), ніж *galloprovincialis*-подібні (десять років), що відображається на біомасі у поселеннях. Поява *trossulus*-подібних мідій у Чорному морі може бути результатом гібридизації інтродукованого виду *M. trossulus* з нативним *M. galloprovincialis*. Однак, для більш повної характеристики *M. galloprovincialis* та її диференціації від найближчих родичів (*M. edulis* і *M. trossulus*) потрібно виявляти генетичну структуру популяції.

Для ідентифікації видів р. *Mytilus* широко використовується молекулярний маркер Me15-16, розроблений до неповторювальної області гена поліфенольного адгезивного білка, який дозволяє мідіям прикріплюватися до різноманітних субстратів [11, 12, 15, 22]. Цей білок стопи мідій був

виділений з *M. edulis* і містить повтори мотиву декапептиду АКPSYP*P*TY*K, де P* та Y* позначають відповідно гідроксипролін та 3,4-дигідроксифенілаланін (ДОФА), та гексапептидний мотив АКРТY*K. Первинна структура адгезивного білка була визначена після клонування відповідних генів. Показано [14], що адгезивний білок стопи складається з відносно короткого неповторюваного домену та довгого повторюваного. Повторюваний домен містить більше 70 повторів декапептиду і 13 або 14 гексапептидних повторів, але кількість і характер розподілу мотивів змінюються навіть у одного виду [14].

Амінокислотна послідовність адгезивного білка *M. galloprovincialis* також складається з неповторюваних і повторюваних доменів, але в обох наявні значні відмінності відносно цього білка у *M. edulis*. Основна відмінність у повторюваному домені полягає в тому, що амінокислотна послідовність *M. galloprovincialis* містить 62 декапептидні повтори без гексапептидного мотиву, неповторюваний домен має делецію 18 амінокислот. Відомо [18], що довжина фрагментів, ампліфікованих з неповторюваної області цього гена, є специфічною для кожного виду мідій, а довжина повторюваної області дуже розрізняється навіть у межах одного виду. Таким чином, неповторювана область використовується як діагностичний маркер, до неї було розроблено праймери (*Me 15 / Me 16*), які застосовують для ідентифікації *M. edulis*, *M. galloprovincialis* і *M. trossulus* [18].

Метою нашої роботи було встановити видову приналежність мідій північно-західного регіону Чорного моря за допомогою молекулярного маркера *Me 15-16*, з'ясувати, чи зустрічаються *M. edulis* та *M. trossulus* і їх гібриди разом з видом *M. galloprovincialis* у вибраних локаціях, і провести філогенетичний аналіз за амінокислотними послідовностями адгезивного білка стопи видів мідій, що представлені у GenBank.

Матеріал і методика досліджень

Матеріалом дослідження послужили особини мідій, виловлені у 2018–2021 рр. у шести локаціях північно-західного регіону Чорного моря: в Одеській затоці (локація А за географічними координатами N: 46°26'28" / E: 30°46'20"; локація Е — 46°22'35"N, 30°45'7"E), у районі Меморіалу 411-ї батареї (локація В — 46°22'2"N, 30°43'45"E), біля о. Зміїний (локація С — 45°15'18"N, 30°12'15"E), у Сухому лимані (локація D — 46°20'22"N, 30°39'38"E) і Тилігульському лимані (локація F — 46°40'46"N, 30°9'26"E). Як контроль використовували мідій, виловлених у Балтійському морі біля м. Росток (локація G — 12°5'18" N, 54°10'55"E). З локації А було проаналізовано 37 особин, з локації В — 25, з локації С — 26, з локації D — 24, з локації Е — 29, з локації F — 30 і з локації G — 38 особин.

До проведення молекулярно-генетичного аналізу молюсків з Чорного моря заморожували при температурі -20°C, а молюсків з Балтійського моря зберігали у 96% етанолі.

Очищення геномної ДНК із індивідуальних особин мідій проводили за допомогою модифікованого методу з використанням СТАВ буферу ISSN 0375-8990. Гідробіологічний журнал. 2022. 58(1)

[30] та колонок CONGEN Biotechnologie GmbH (Німеччина). Популяції мідій ідентифікували за допомогою ПЛР із застосуванням молекулярного маркера *Me 15-16* [18] (табл. 1).

ПЛР проводили на ампліфікаторі «Flex Cycler» (Analytik Jena, Німеччина) за програмою, рекомендованою [18]. Застосований у роботі діагностичний маркер *Me 15-16* характеризується трьома продуктами ПЛР, що відрізняються довжиною фрагментів ампліфікації — алелів у різних видів мідій: при ампліфікації з ДНК *M. edulis* визначається фрагмент 180 п. н., з ДНК *M. trossulus* — фрагмент 168 п. н. і з ДНК *M. galloprovincialis* — 126 п. н.

Продукти ампліфікації, отримані в ПЛР з праймерами *Me 15-16*, фракціонували методом електрофорезу у 7%-му поліакриламідному гелі (ПААГ) розмірами 200×200×0,75 мм у камері для електрофорезу VE-20 (Helicon, Росія). Електрофорез проводили при напрузі 300 В впродовж 2 год. Візуалізацію продуктів ПЛР здійснювали шляхом фарбування гелю азотнокислим сріблом відповідно до методики [27]. Довжину фрагментів ампліфікації обраховували відповідно до маркера молекулярної маси *pUC 19 / Msp I* із застосуванням комп'ютерної програми GelAnalyzer [http://www.gelanalyzer.com].

Пошук амінокислотних послідовностей, представлених у GenBank (NCBI [https://www.ncbi.nlm.nih.gov]) споріднених адгезивних білків представників р. *Mytilus* проведено за алгоритмом blastp. Вирівнювання амінокислотних послідовностей споріднених білків здійснювали за допомогою програми ClustalX [http://www.clustal.org]. Філогенетичне дерево побудоване у програмному забезпеченні MEGA [21] із застосуванням методу UPGMA [31].

Результати досліджень та їх обговорення

Результати ПЛР-аналізу із застосуванням діагностичного маркера *Me 15-16* виявили ідентичні за довжиною фрагменти ампліфікації у 171 особини мідій з локацій північно-західного регіону Чорного моря. Всі вони характеризувалися алелем розміром 126 п. н., що свідчить про наявність особин лише виду *M. galloprovincialis* (рис. 1). Слід зазначити, що

Таблиця 1

Комбінація праймерів до гену адгезивного білка мідії

Праймери	Послідовності праймерів 5'–3'	T_m (°C)	N	Довжина алелів, п. н.
<i>Me 15</i>	CCAGTATACAAACCTGTGAAGA	56	3	126
<i>Me 16</i>	TGTTGTCTTAATAGGTTTGTAAAGA			148
				180

T_m — температура відпаду праймерів в ПЛР; N — кількість алелів згідно даних літератури [18].

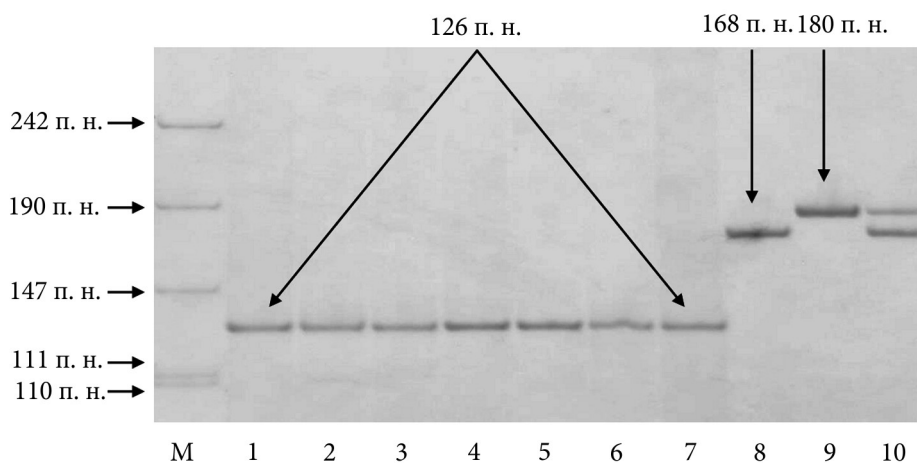


Рис. 1. Електрофореграма розподілу продуктів ампліфікації, отриманих у ПЛР із застосуванням праймерів *Me 15 / Me 16* ДНК мідій: *M* — маркер *pUC 19 / Msp I*; Чорне море: 1—2 — з локації *A*; 3—4 — з локації *C*; 5—7 — з локації *F*; 8 — *M. trossulus*; 9 — *M. edulis*; 10 — гібрид *M. trossulus* × *M. edulis* з локації *G* (референтні зразки з Балтійського моря)

за морфологічними ознаками дев'ять особин з локації *A* і шість з локації *B* було віднесено до типу *trossulus*-подібних.

За допомогою діагностичного маркера *Me 15-16* були досліджені мідії Адріатичного моря [15], які за морфологічними характеристиками визначалися як вид *M. galloprovincialis*, і показано, що серед 110 проаналізованих особин з 22 локацій дві мали гетерозиготний генотип. Одна з них характеризувалась алелями довжиною 126 п. н. і 180 п. н. визначена як гібрид *M. galloprovincialis* × *M. edulis*, друга — 126 п. н. та 168 п. н. визначена як гібрид *M. galloprovincialis* × *M. trossulus*. Отримані результати були підтвердженні секвенуванням продуктів ПЛР, отриманих з використанням комбінації праймерів *Me 15 / Me 16*.

Відомо [20], що у Балтійському морі зустрічаються два види мідій, *M. edulis* колонізує його західну частину при солоності від 12 до 25‰, а *M. trossulus* зустрічається у східній частині при солоності від 4,5 до 8‰. При цьому обидва види демонструють місцеву адаптацію до природної солоності, утворюючи зони гібридизації. У нашому дослідженні за допомогою маркера *Me 15—16* проаналізовано 38 особин мідій з локації *G*, серед яких було зареєстровано одну *M. trossulus*, яка характеризувалась фрагментом ампліфікації 168 п. н., 26 особин виду *M. edulis*, у яких виявлено фрагмент ампліфікації 180 п. н., і 11 гібридів *M. trossulus* × *M. edulis* — спектр ампліфікації відповідає гетерозиготному генотипу (рис. 2).

У базі даних GenBank представлені повні і часткові амінокислотні послідовності адгезивного білка шести видів мідій р. *Mytilus*: *M. edulis*, *M. galloprovincialis*, *M. californianus*, *M. coruscus*, *M. chilensis*, *M. trossulus*. Для філогенетичного аналізу ми обрали лише повні амінокислотні пос-

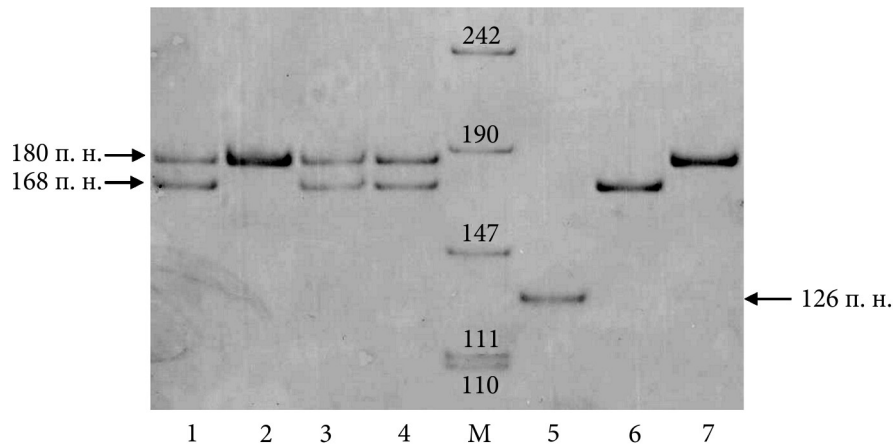


Рис. 2. Електрофореграма розподілу продуктів ампліфікації, отриманих у ПЛР із застосуванням праймерів *Me 15 / Me 16* ДНК мідій з Балтійського моря: 1, 3, 4 — міжвидові гібриди *M. trossulus*×*M. edulis*; *M* — маркер *pUC 19 / Msp I*; 5 — контрольний зразок (*M. galloprovincialis*); 6 — *M. trossulus*; 2, 7 — *M. edulis*

лідовності адгезивного білка таких видів: *M. galloprovincialis* (ID: Q27409) з послідовністю довжиною 751 амінокислота, *M. galloprovincialis* (ID: VDI57717.1) — 600 амінокислот, *M. edulis* (ID: AAX23968.1) — 565 амінокислот, *M. californianus* (ID: AAY29131.1) — 732 амінокислоти, *M. californianus* (ID: AAY29132.1) — 672 амінокислоти, *M. coruscus* (ID: SAC5361065.1) — 872 амінокислоти, *M. coruscus* (ID: Q25434.1) — 872 амінокислоти. Зазначимо, що повну послідовність адгезивного білка *M. trossulus* досі не анотовано.

Вирівнювання семи амінокислотних послідовностей споріднених білків чотирьох видів мідій було згенероване програмою ClustalX. У програмі MEGA із застосуванням методу UPGMA на підставі розрахунків генетичних дистанцій побудоване філогенетичне дерево (рис. 3).

Еволюційні відстані розраховані за допомогою методу числа відмінностей [25] і є одиницями кількості амінокислотних відмінностей на послідовність. Представлена дендрограма відображає філогенетичні відношення видів мідій р. *Mytilus*, виявлені при порівнянні амінокислотних послідовностей адгезивного білка стопи молюсків. На дендрограмі виділилися на два кластери. До першого увійшли *M. californianus* і *M. coruscus*, до другого — *M. edulis* і *M. galloprovincialis*. Отримані результати свідчать про більшу спорідненість *M. edulis* і *M. galloprovincialis* між собою, ніж з *M. californianus* і *M. coruscus*, які утворюють окремий кластер. Цікаво, що за даними філогенії, побудованої за аналізом мітохондріального геному [23], також виявлено більшу подібність між *M. galloprovincialis* і *M. edulis*, у той час, як *M. coruscus* і *M. californianus* утворюють дещо відокремлений субкластер. Це узгоджується і з даними щодо терито-

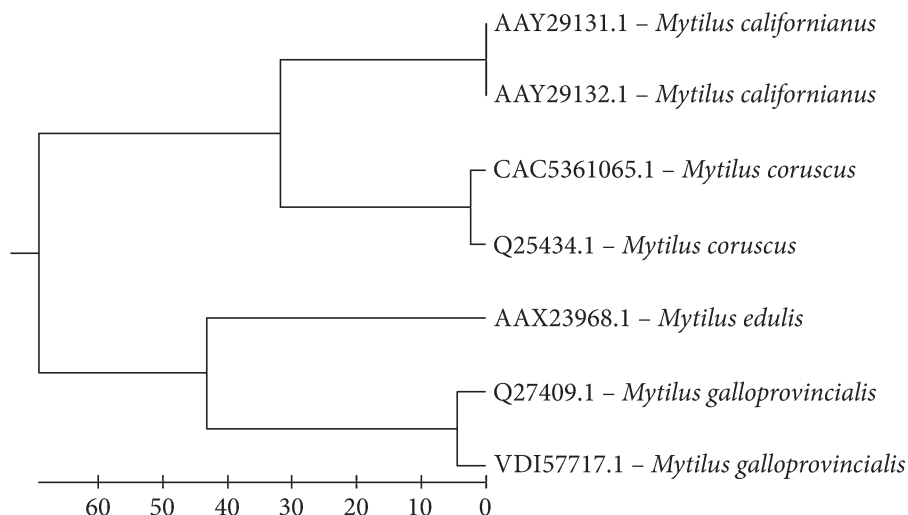


Рис. 3. Філогенетичне дерево, побудоване за методом UPGMA на основі генетичних дистанцій з урахуванням спорідненості між амінокислотними послідовностями адгезивного білка представників р. *Mytilus*

ріального розподілу цих видів. Саме *M. edulis* і *M. galloprovincialis* зустрічаються у Північній півкулі.

Висновки

За результатами молекулярно-генетичного аналізу серед досліджених чорноморських мідій поліморфізму гену адгезивного білка за сайтом, що обмежується комбінацією праймерів *Me 15 / Me 16*, виявлено не було. Досліджені поселення мідій з шести локацій північно-західного регіону Чорного моря складаються виключно з особин *M. galloprovincialis*. Їх генотипи є гомозиготними за геном адгезивного білка і характеризуються алелем 126 п. н. Таким чином, отримані результати не підтверджують присутність видів *M. trossulus* і *M. edulis* та їх гібридів з *M. galloprovincialis* у досліджених локаціях. У той же час підтверджено гібридизацію між *M. trossulus* і *M. edulis* у Балтійському морі. На основі даних філогенетичного аналізу за амінокислотними послідовностями адгезивного білка стопи мідій виявлено більшу спорідненість виду *M. galloprovincialis* з *M. edulis*, ніж з видами *M. californianus* і *M. coruscus*.

Автори висловлюють подяку завідувачу Гідробіологічної станції Одеського національного університету імені І.І. Мечникова, к.б.н., доц. О.О. Ковтуну, к.б.н., с.н.с. С.М. Снігірьову (Регіональний міжвідомчий центр інтегрованого моніторингу і екологічних досліджень Одеського національного університету імені І.І. Мечникова), с.н.с., д.б.н. Ю.В. Квачу, ISSN 0375-8990. Гідробіологічний журнал. 2022. 58(1)

с.н.с., к.б.н. С.В. Стадніченко та м.н.с. О.П. Куракіну (Інститут морської біології НАН України) за вилов мідій, надання консультацій та обговорення результатів дослідження.

Список використаної літератури

1. Александрова О.Л., Солдатов А.А., Головина И.В. Особенности глутатионпероксидной системы в тканях двухцветовых морф черноморской мидии *Mytilus galloprovincialis* Lam. *Экология моря*. 2001. Вып. 58. С. 22—26.
2. Варигин, А.Ю. Тенденция изменения фенотипической структуры популяции черноморской мидии в период формирования прибрежного сообщества обрастания. *Наук. вісн. Ужгород. ун-ту. Сер. Біологія*. 2016. Вип. 41. С. 9—12
3. Наум, Е.А. Фильтрационная способность мидий разных фенотипов Одесского побережья Черного моря. *Вісн. Одеськ. нац. ун-ту. Сер. Біологія*. 2018. Т. 23, № 1. С. 47—54.
4. Стадниченко С.В., Золотарев В.Н. Популяционные характеристики мидии *Mytilus galloprovincialis* (Lamarck, 1819) с разных биотопов Черного моря. *Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа*. Севастополь, 2012. Вып. 26. Том 1. С. 397—406.
5. Челядина Н.С. Фенотипическая и половая структура поселения мидии *Mytilus galloprovincialis* Lam., культивируемой на внешнем рейде г. Севастополя (Крым, Чёрное море). *Морской биол. журн.* 2018. Том 3, № 3. С. 86—93.
6. Челядина Н.С., Попов М.А. Сравнительный анализ морфометрических характеристик мидии *Mytilus galloprovincialis* из различных районов обитания (Крым, Чёрное море). *Вестн. Воронеж. гос. ун-та. Сер. Химия. Биология. Фармация*. 2018. № 2. С. 264—269.
7. Челядина Н.С., Попов М.А., Поспелова Н.В., Смирнова Л.Л. Смена пола у черноморской мидии *Mytilus galloprovincialis* Lamarck, 1819 под влиянием тяжёлых металлов. *Морской биол. журн.* 2019. Т. 4, № 3. С. 104—106.
8. Шурова Н.М. Структурно-функціональна організація популяції мідій *Mytilus galloprovincialis* Чорного моря: автореф. дис. ... д-ра біол. наук. Севастополь, 2009. 32 с.
9. Шурова Н.М. Структурно-функціональна організація популяцій мидий *Mytilus galloprovincialis* Чорного моря. Киев: Наук. думка, 2013. 208 с.
10. Шурова Н.М., Стадниченко С.В. Фенотипическая пластичность мидий *Mytilus galloprovincialis* (Lamarck, 1819) в разных условиях среды Черного моря. *Наук. вісн. Ужгород. ун-ту. Сер. Біологія*. 2016. Вип. 41. С. 77—80.
11. Boukadida, K., Mlouka, R., Clerandau, C. et al. Natural distribution of pure and hybrid *Mytilus* sp. along the south Mediterranean and North-east Atlantic coasts and sensitivity of D-larvae stages to temperature increases and metal pollution. *Sci. Tot. Environment*. 2021. Vol. 756. Art. 143675.
12. Coolen J.W.P. Marine stepping-stones: connectivity of *Mytilus edulis* populations between offshore energy installations. *Mol. Ecology*. 2020. Vol. 29, N 4. P. 686—703.
13. Crego-Prieto V., Ardura A., Juanes F. et al. Aquaculture and the spread of introduced mussel genes in British Columbia. *Biol. Invasions*. 2015. Vol. 17. P. 2011—2026.
14. Filpula D.R., Lee S.M., Link R.P. et al. Structural and functional repetition in a marine mussel adhesive protein. *Biotechnol. Pritg*. 1990. Vol. 6. P. 171—177.
15. Hamer B., Durmiši E., Nerlovic V., Bierne N. Recent taxonomic discoveries concerning the genus *Mytilus* in the Adriatic Sea. Implications for biomonitoring. *Rapp. Comm. int. Mer Medit*. 2013. Vol. 40. P. 772.
16. Hilbish, T.J., Carson, E.W., Plante, J.R. et al. Distribution of *Mytilus edulis*, *M. galloprovincialis*, and their hybrids in open-coast populations of mussels in southwestern England. *Mar. Biology*. 2002. Vol. 140. P. 137—142.
17. Inoue, K., Odo S., Noda T. et al. A possible hybrid zone in the *Mytilus edulis* complex in Japan revealed by PCR markers. *Mar. Biol.* 1997. Vol. 128. P. 91—95.
18. Inoue, K., Waite, J.H., Matsuoka, M. et al. Interspecific variations in adhesive protein sequences of *Mytilus edulis*, *M. galloprovincialis* and *M. trossulus*. *Biol. Bull.* 1995. Vol. 189. P. 370—375.

19. Kartavtsev, Y.P., Katolikova, M.V., Sharina, S.N. et al. A population genetic study of the hybrid zone of *Mytilus trossulus* Gould, 1850 and an introduced species, *M. galloprovincialis* Lamarck, 1819, (Bivalvia: Mytilidae) in Peter the Great Bay in the Sea of Japan. *Russ. J. Mar. Biol.* 2014. Vol. 40. P. 208—216.
20. Knöbel, L., Nascimento-Schulze, J.C., Sanders, T. et al. Salinity driven selection and local adaptation in Baltic Sea Mytilid mussels. *Front. Mar. Sci.* 2021. Vol. 8. Art. 692078.
21. Kumar S., Stecher G., Tamura K. MEGA 7: Molecular Evolutionary Genetics Analysis version 7.0 for bigger datasets. *Mol. Biology and Evolution.* 2016. Vol. 33. P. 1870—1874.
22. Larraín, M.A., González, P., Pérez, C., Araneda, C. Comparison between single and multi-locus approaches for specimen identification in *Mytilus* mussels. *Sci. Rep.* 2019. Vol. 9. P. 1—13.
23. Lee, Y., Kwak, H., Shin, J. et al. A mitochondrial genome phylogeny of Mytilidae (Bivalvia: Mytilida). *Mol. Phylogenet. Evol.* 2019. Vol. 139. Art. 106533.
24. Mathiesen, S.S., Thyrring J., Hemmer-Hansen J. et al. Genetic diversity and connectivity within *Mytilus* spp. in the subarctic and Arctic. *Evol. Appl.* 2017. Vol. 10. P. 39—55.
25. Nei M., Kumar S. Molecular Evolution and Phylogenetics. Oxford University Press, New York. 2000. 333 p.
26. Oyarzún, P.A., Toro, J.E., Cacete, J.I., Gardner, J. Bioinvasion threatens the genetic integrity of native diversity and a natural hybrid zone: smooth-shelled blue mussels (*Mytilus* spp.) in the Strait of Magellan. *Biol. J. Linn. Soc.* 2016. Vol. 117. P. 574—585.
27. Promega Technical Manual. Gene Print. STR Systems. 1999. Vol. 7. 52 p.
28. Rawson, P.D., Agrawal, V., Hilbish, T.J. Hybridization between the blue mussels *Mytilus galloprovincialis* and *M. trossulus* along the Pacific coast of North America: evidence for limited introgression. *Mar. Biol.* 1999. Vol. 134. P. 201—211.
29. Riginos, C., Cunningham, C.W. Invited review: local adaptation and species segregation in two mussel (*Mytilus edulis* × *Mytilus trossulus*) hybrid zones. *Mol. Ecol.* 2005. Vol. 14. P. 381—400.
30. Saghai-Maroo M.A., Soliman K.M., Jorgensen R.A., Allard R.W. Ribosomal DNA spacer-length polymorphism in barley: mendelian inheritance, chromosomal location, and population dynamics. *Proc. Nat. Acad. Sci.* 1984. Vol. 81. P. 8014—8019.
31. Sneath P.H.A., Sokal, R.R. Numerical Taxonomy: The principles and practice of numerical classification. San Francisco, Freeman, 1973. 573 p.
32. Suchanek T.H., Geller J.B., Kreiser B.R., Mitton J.B. Zoogeographic distributions of the sibling species *Mytilus galloprovincialis* and *M. trossulus* (Bivalvia: Mytilidae) and their hybrids in the North Pacific. *Biol. Bull.* 1997. Vol. 193, N 2. P. 187—194.
33. Väinölä R., Hvilsum M.M. Genetic divergence and a hybrid zone between Baltic and North Sea *Mytilus* populations (Mytilidae: Mollusca). *Biol. J. Linn. Soc.* 1991. Vol. 43. P. 127—148.
34. Väinölä R., Strelkov P. *Mytilus trossulus* in Northern Europe. *Mar. Biology.* 2011. Vol. 158. P. 817—833.
35. Wilhelm, R., Hilbish, T.J. Assessment of natural selection in a hybrid population of mussels: evaluation of exogenous vs endogenous selection models. *Mar. Biol.* 1998. Vol. 131. P. 505—514.
36. Wonham M.J. Mini-review: Distribution of the Mediterranean mussel *Mytilus galloprovincialis* (Bivalvia: Mytilidae) and hybrids in the Northeast Pacific. *J. Shellfish Res.* 2004. Vol. 23, N 2. P. 535—543.

Надійшла 15.11.2021

I. Chubik, PhD student,
Odessa I.I. Mechnikov National University,
Dvoryanskaya str., 2, Odesa, 65082, Ukraine
e-mail: inna_chubik@ukr.net
ORCID 0000-0002-1443-7778

G. Chebotar, PhD (Biol.), Associated professor
Odessa I.I. Mechnikov National University,
Dvoryanskaya str., 2, Odesa, 65082, Ukraine
e-mail: gchebotar@gmail.com
ORCID 0000-0002-7465-4678

A. Bick, Dr. Sci.,
Rostock University,
University Square 2, Rostock, 18055, Germany
e-mail: andreas.bick@uni-rostock.de
ORCID 0000-0003-2356-6106

S. Chebotar, Dr. Sci., Prof.
Odessa I.I. Mechnikov National University,
Dvoryanskaya str., 2, Odesa, 65082, Ukraine
e-mail: s.v.chebotar@onu.edu.ua
ORCID 0000-0002-9130-7272

SPECIES AFFILIATION OF THE MUSSELS OF THE NORTH-WESTERN BLACK SEA REGION BASED ON THE MOLECULAR-GENETIC ANALYSIS

The genotypes of mussels from six locations in the North-Western region of the Black Sea were analyzed using the diagnostic marker *Me 15-16* to the adhesive protein gene in order to establish the species affiliation of mussel settlements. The molecular genetic marker *Me 15-16* used in our work allowed to detect only *Mytilus galloprovincialis* Lamarck, 1819 in the locations of the Black Sea. Studied mussels (171 specimens) were characterized by an amplification fragment 126 bp, that corresponds to the species *M. galloprovincialis*. We have also detected *Mytilus edulis* Linnaeus, 1758, *Mytilus trossulus* Gould, 1850 and their hybrids that were characterized by 168 bp and 180 bp alleles in the Baltic Sea (location G).

Phylogenetic analysis of the amino acids sequences of adhesive proteins showed higher relatedness of *M. galloprovincialis* and *M. edulis*, than for species *M. californianus* and *M. coruscus*.

Keywords: *Mytilus galloprovincialis*, molecular marker, *Me 15-16*, adhesive protein, phylogenetic analysis.

УДК 504.4.054:556.114(282.247.32)

П.М. ЛИННИК, д. х. н., проф., зав. відділу,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна,
e-mail: peter-linnik@ukr.net
ORCID 0000-0002-2144-4052

ОРГАНІЧНІ РЕЧОВИНИ У ВОДІ ВОДОСХОВИЩ ДНІПРОВСЬКОГО КАСКАДУ ПІСЛЯ ЗАРЕГУЛЮВАННЯ СТОКУ ДНІПРА¹

У статті узагальнено та проаналізовано багаторічні зміни концентрації органічних речовин у р. Дніпро до зарегулювання її стоку та у водосховищах Дніпровського каскаду після їхнього заповнення і подальшого функціонування. Вона логічно продовжує низку робіт, в яких розглядаються особливості динаміки основних компонентів гідрохімічного режиму річки і споруджених на ній водойм у різні періоди досліджень. Аналіз результатів багаторічних досліджень показує, що у формуванні органічних речовин водосховищ на різних етапах їхнього існування важливу роль відігравали привнесення їх зі стоком річок, вимивання з ґрунтів ложа водосховищ та вилучення зі складу залишків рослинного і тваринного походження, а також продукування значних кількостей у періоди масового розвитку водоростей («цвітіння» води). Тому концентрація органічних речовин істотно зростала саме в ці періоди. У компонентному складі розчинених органічних речовин водосховищ Дніпровського каскаду домінують гумусові речовини, частка яких змінюється з 76,5 % від загального вмісту розчинених органічних речовин у воді Київського водосховища до 52,8 % — у воді Каховського водосховища. У періоди інтенсивного розвитку фітопланктону зростає концентрація вуглеводів та білкових сполук, а відтак, і їхня частка у загальному балансі органічних речовин. Зниження інтенсивності цього процесу зумовлює деяке зменшення концентрації органічних речовин у цілому. Узагальнення результатів багаторічних досліджень органічних речовин у водосховищах Дніпровського каскаду набуває особливої актуальності в сучасних умовах їхнього функціонування, оскільки вони пройшли декілька етапів свого становлення та зазнають впливу кліматичних змін. За таких умов слід очікувати змін не лише у кількісних показниках вмісту органічних речовин у водосховищах, але і в їхньому компонентному складі внаслідок трансформації за підвищеної температури води і інтенсифікації мікробіологічної активності та дії сонячної радіації.

Ключові слова: органічні речовини, водосховища Дніпровського каскаду, легкоокиснювані органічні речовини, гумусові речовини, вуглеводи, білковоподібні речовини.

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

Ц и т у в а н н я: Линник П.М. Органічні речовини у воді водосховищ Дніпровського каскаду після зарегулювання стоку Дніпра. *Гідробіол. журн.* 2022. Т. 58. № 1. С. 81—100.

Органічні речовини — це важлива компонента хімічного складу поверхневих вод, яка істотним чином впливає на стан водного середовища як середовища мешкання гідробіонтів та визначає якість води. Органічні речовини — резервуар органічного карбону та низки інших важливих хімічних елементів, які необхідні для розвитку і життєдіяльності гідробіонтів. Основу органічних речовин поверхневих вод складають природні органічні сполуки, зокрема гумусові речовини (ГР), вуглеводи, білковоподібні речовини (БПР) та деякі інші. Однак не слід нехтувати впливом антропогенного чинника на формування хімічного складу поверхневих водних об'єктів, у тому числі на формування компонентного складу органічних речовин, внаслідок надходження до них не властивих їм органічних сполук — ксенобіотиків.

Серед природних органічних речовин поверхневих вод найбільшого поширення набули ГР, частка яких у загальному балансі досягає від 50 % у річках до 90 % — у болотних водах [29, 32, 38]. Найчастіше ці речовини відносять до органічних сполук теригенного походження, оскільки вони вимиваються з ґрунтового комплексу та надходять до річок і водойм з поверхневим стоком. Вони утворюють групу алохтонних органічних речовин. Однак наявні дані стосовно формування так званого «водного гумусу» у самих водоймах, який сприймається вже як автохтонна група органічних речовин. До зазначеної групи відносять також вуглеводи та БПР, концентрація яких значною мірою залежить від інтенсивності розвитку біоти, зокрема фітопланктону, вищої водної рослинності, іхтіофауни, мікроорганізмів тощо, та подальшого її відмирання і вилучення із залишків відмерлих організмів зазначених органічних речовин [22, 24—26, 29, 30, 37].

Позитивний вплив органічних речовин на розвиток гідробіонтів зумовлений, передусім, ступенем їхнього засвоєння. Надзвичайно важлива роль у цьому процесі належить легкоокиснюваним органічним речовинам, таким як вуглеводи та БПР, оскільки вони здатні до трансформації і утворення біодоступних фракцій в умовах активізації бактеріальної деструкції. Асиміляція ГР ускладнюється тим, що це високомолекулярні речовини, які зазнають біологічної деструкції меншою мірою. Водночас вона відбувається за дії сонячної радіації з утворенням сполук з меншою молекулярною масою, здатних до засвоєння гідробіотою [28, 31, 40].

Підвищений вміст у воді ГР має також негативні наслідки. По-перше, у поверхневому шарі води знижується інтенсивність фотосинтезу через слабку проникність сонячного світла [36]. По-друге, високі концентрації ГР ускладнюють процес підготовки води для питних цілей та можуть погіршувати її якість через появу канцерогенних речовин при хлоруванні й озонуванні води [36].

В то й же час відомо, що розчинені органічні речовини (POP) поверхневих вод відіграють важливу роль у міграції та розподілі металів між абіотичними і біотичними компонентами, трансформації їхніх сполук у біодоступні або ж, навпаки, з обмеженою біодоступністю для гідробіонтів, та детоксикації [12, 34, 37]. Цілком очевидно, що забруднення поверх-

невих вод органічними ксенобіотиками, у тому числі ціанотоксинами (продукти виділення ціанобактерій), погіршує якість водного середовища та ускладнює систему питної водопідготовки.

Отже, роль органічних речовин у поверхневих вод слід оцінювати як багатогранну, і тому результати їхнього дослідження в умовах сьогодення саме з цих позицій набувають своєї актуальності.

Метою цієї роботи стало узагальнення результатів досліджень органічних речовин у воді річок Прип'яті та Дніпра до спорудження на ньому каскаду водосховищ та аналіз змін їхньої концентрації у споруджених водоймах у процесі їхнього багаторічного існування.

Матеріал і методика досліджень

Коротку характеристику водосховищ Дніпровського каскаду наведено у попередній статті², яка стосується узагальнення результатів досліджень біогенних речовин. Зазначимо лише, що для узагальнення матеріалів, пов'язаних з вивченням органічних речовин у річках Прип'яті та Дніпро до спорудження водосховищ і в самих водосховищах Дніпровського каскаду, залучались раніше опубліковані монографічні роботи, статті та відповідні дані, що містяться у фондах відділу прісноводної гідрохімії Інституту гідробіології НАН України [1, 4, 5, 8, 9, 11, 13, 15, 17, 18, 20, 21, 27, 35, 39].

Експедиційні дослідження, які проводились з 2008 р., стосувались переважно Київського (середня і нижня ділянки) та Канівського (головним чином верхня ділянка) водосховищ. Проби води відбирали як з поверхневого (на глибині $\approx 0,5$ м), так і з придонного ($\approx 0,5$ м від поверхні донних відкладів) горизонтів за допомогою батометра Рутнера. Завислі речовини вилучали шляхом мембранної фільтрації з використанням мембранних фільтрів *Synpor* (Чехія) з діаметром пор 0,4 мкм. Для визначення показників хімічного споживання кисню (XCK_{Mn} і XCK_{Cr}) застосовували загальноприйняті методики аналізу [14, 22].

Розділення РОР на окремі групи здійснювали методом іонообмінної хроматографії з використанням скляних колонок, заповнених целюлозними сорбентами ДЕАЕ (діетиламіноетилцелюлоза) і КМ (карбоксиметилцелюлоза) виробництва фірми *SERVA*. Параметри колонок: довжина — 27,5 см, діаметр — 2,5 см, висота шару сорбенту — 4,5 см. Вільний об'єм колонки — 12,5 см³. Для десорбції органічних речовин з колонок з ДЕАЕ-та КМ-целюлозою використовували відповідно 0,3 моль/дм³ розчин NaOH та 0,1 моль/дм³ розчин HCl. В результаті послідовного пропускання фільтратів природної води (0,5—1,0 дм³) через колонки із зазначеними іонообмінниками отримували кислотну, основну і нейтральну групи РОР, в яких домінували відповідно ГР, БПР та вуглеводи. Градувальні графіки для визначення гумінових (ГК) і фульвокислот (ФК) будували з використанням розчинів препаратів цих речовин, вилучених з води Канівського водосховища, попередньо очищених і знесолених. Концент-

²Гідробіол. журн., 2001. Е. 57, № 6.

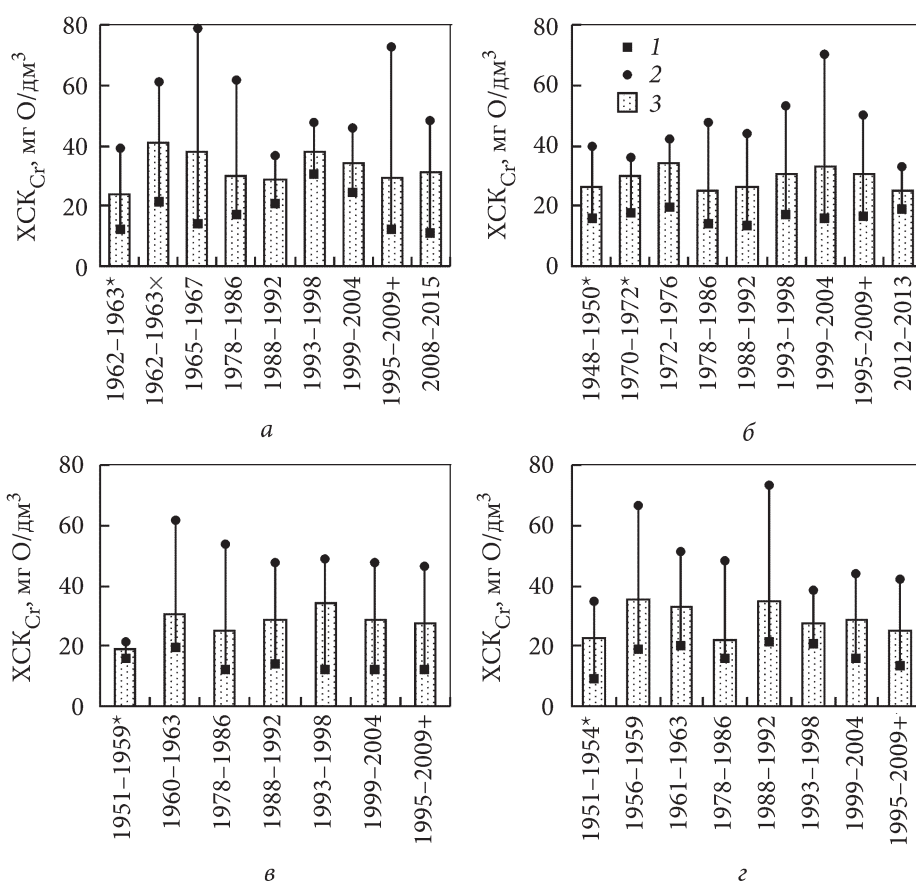


Рис. 1. Граничні (1, 2) та усереднені (3) величини ХСК_{Cr} у воді р. Дніпра до зарегулювання стоку та водосховищ Дніпровського каскаду у різні періоди досліджень. Тут і на рис. 2, 3: а, б, в, г — відповідно Київське, Канівське, Кременчуцьке і Каховське водосховища; * — верхня, середня або нижня ділянки р. Дніпро до зарегулювання стоку; × — р. Прип'ять; + — за даними [16]; результати за 2008—2015 та 2012—2013 рр. взято з [21]

рацію ГК і ФК в отриманій аніонній фракції визначали фотометрично, вимірюючи оптичну густину розчинів цих кислот на фотоелектроколориметрі КФК-2 відповідно при 440 та 400 нм, товщині шару в кюветі 3 см і рН 8,0. Вміст нерозділених ГР у концентратах проб після розділення на колонці з ДЕАЕ-целюлозою визначали фотометричним методом за реакцією азосполучення з діазотованим 4-нітроаналіном [19]. Для визначення вмісту БПР і вуглеводів у складі основної і нейтральної фракцій використовували відповідно реакцію Лоурі та реагент антрон [3, 22].

Результати досліджень та їх обговорення

Особливості формування органічних речовин у водосховищах Дніпра. Нижче (рис. 1, 2) наведено узагальнені результати досліджень стосовно

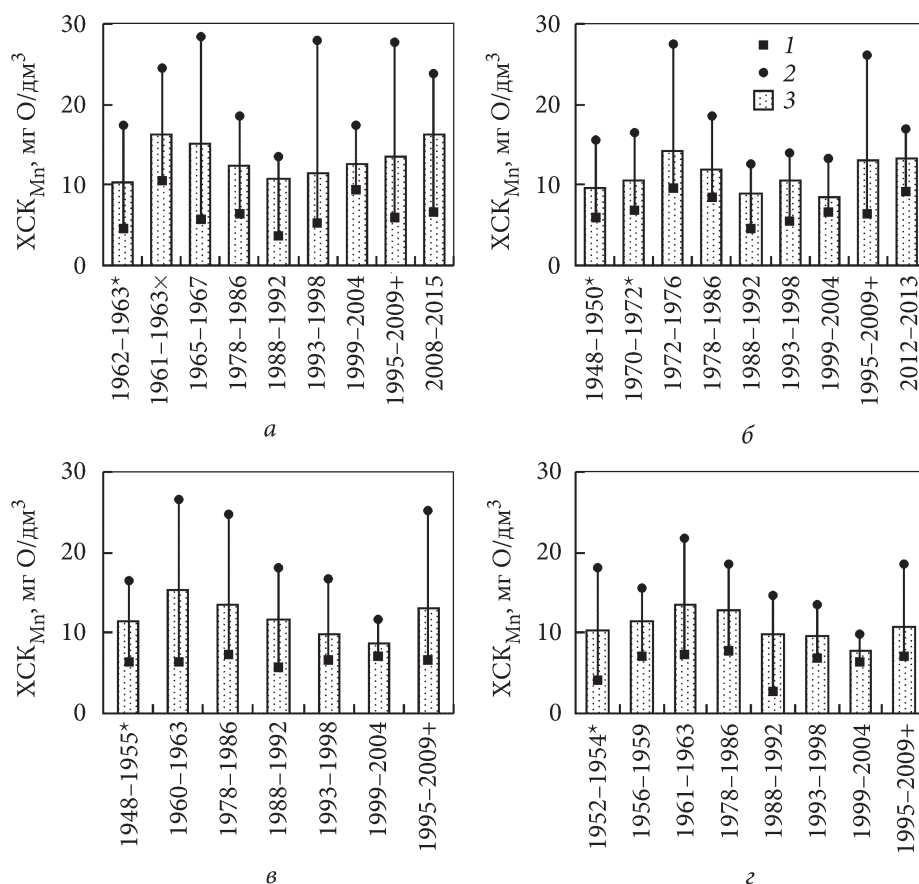


Рис. 2. Граничні (1, 2) та усереднені (3) величини XSK_{Mn} у воді р. Дніпра до зарегулювання стоку та водосховищ Дніпровського каскаду у різні періоди досліджень

показників хімічного споживання кисню (XSK_{Cr} і XSK_{Mn}), які характеризують відповідно загальний вміст РОР (XSK_{Cr}) та концентрацію легко-окиснюваних РОР (XSK_{Mn}) у воді різних ділянок Дніпра до зарегулювання його стоку та водосховищ Дніпровського каскаду по мірі їхнього заповнення водою і функціонування у подальші роки.

Із наведених на рисунку 1 даних випливає, що спорудження водосховищ та їхнє функціонування стали причиною підвищення вмісту в них органічних речовин порівняно з р. Дніпро до зарегулювання його стоку. Найбільші показники XSK_{Cr} характерні для Київського водосховища, оскільки воно знаходиться в гумідній зоні басейну Дніпра. На формування органічних речовин у зазначеному водосховищі істотним чином впливає їхнє надходження зі стоком річок Прип'яті, Дніпра і Тетерева, а також утворення автохтонних органічних сполук у самій водоймі внаслідок розвитку фітопланктону та вищої водної рослинності. Зі стоком Прип'яті надходить найбільше алохтонних органічних речовин, переважно гумусової природи.

Формування РОР у нижче розташованих водосховищах значною мірою залежить від їхнього надходження з вище розташованих водосховищ, а також від інтенсивності їхнього продукування біотою у самих водосховищах.

У перші роки становлення водосховищ концентрація органічних речовин зростала за рахунок їхнього вимивання з ґрунтів ложа, а у подальшому істотний вплив проявляв масовий розвиток водоростей, оскільки саме фітопланктон — це основне джерело надходження органічних речовин у водне середовище [4, 5, 11]. У 90-х роках минулого століття спостерігалось деяке зниження концентрації органічних речовин, що, найвірогідніше, пов'язано з біологічним чинником. Адже після багатьох років масового розвитку водоростей у водосховищах Дніпровського каскаду намітилась тенденція до його зниження. Певною мірою це підтверджується також наведеними на рисунку 2 даними, які стосуються ХСК_{Мп} і характеризують багаторічну динаміку легкоокиснюваних органічних речовин. Тут набагато чіткіше спостерігається зниження величини ХСК_{Мп} саме у 90-х роках минулого століття та на початку ХХІ століття.

Концентрація карбону органічних сполук ($C_{\text{орг}}^3$) у різні періоди досліджень змінювалась у доволі широких межах (рис. 3).

Так, у Київському водосховищі цей інтервал становить від 4,5 до 29,4 мг/дм³, у Канівському — від 4,6 до 26,2, у Кременчуцькому — від 4,5 до 23,2, у Каховському — від 5,2 до 27,4 мг/дм³. Отже, можна стверджувати, що у кожному з досліджуваних водосховищ він мало відрізнявся, але за усередненими показниками концентрація $C_{\text{орг}}$ виявилася дещо більшою у Київському водосховищі і двічі досягала величини більше, ніж 14 мг/дм³ (на початку його існування у 1965—1967 рр. — 14,6 мг/дм³ та у 1993—1998 рр., коли істотно зростав вміст ГР через їхнє надходження зі стоком р. Прип'яті). Дані стосовно концентрації $C_{\text{орг}}$ також свідчать про деяке її зниження у 90-х роках минулого століття, про що вже йшлося вище.

Вниз по каскаду дніпровських водосховищ спостерігається деяке зниження вмісту органічних речовин, зокрема в літній період, що зумовлено впливом низки чинників. Це яскраво ілюструють результати досліджень, виконаних під час проведення українсько-канадської експедиції у вересні 1994 р. і наведених нижче (рис. 4, А). Передусім, це може бути пов'язано з тим, що верхні водосховища Дніпровського каскаду завжди містять значно більші концентрації ГР, що позначається на концентрації РОР у цілому. Крім того, у 90-х роках минулого століття намітилося деяке зменшення концентрації органічних речовин внаслідок зниження інтенсивності розвитку фітопланктону порівняно з періодами масового розвитку водоростей у водосховищах. Нарешті, не слід виключати й ту обставину, що у літню пору року деструкційні процеси у нижче розташованих водосховищах каскаду могли переважати над продукційними [5]. Тому концентрація органічних речовин у воді знижувалась.

³ Розраховано на підставі результатів визначення ХСК_{Cr} ($C_{\text{орг}} = 0,375 \text{ ХСК}_{\text{Cr}}$ [22]).

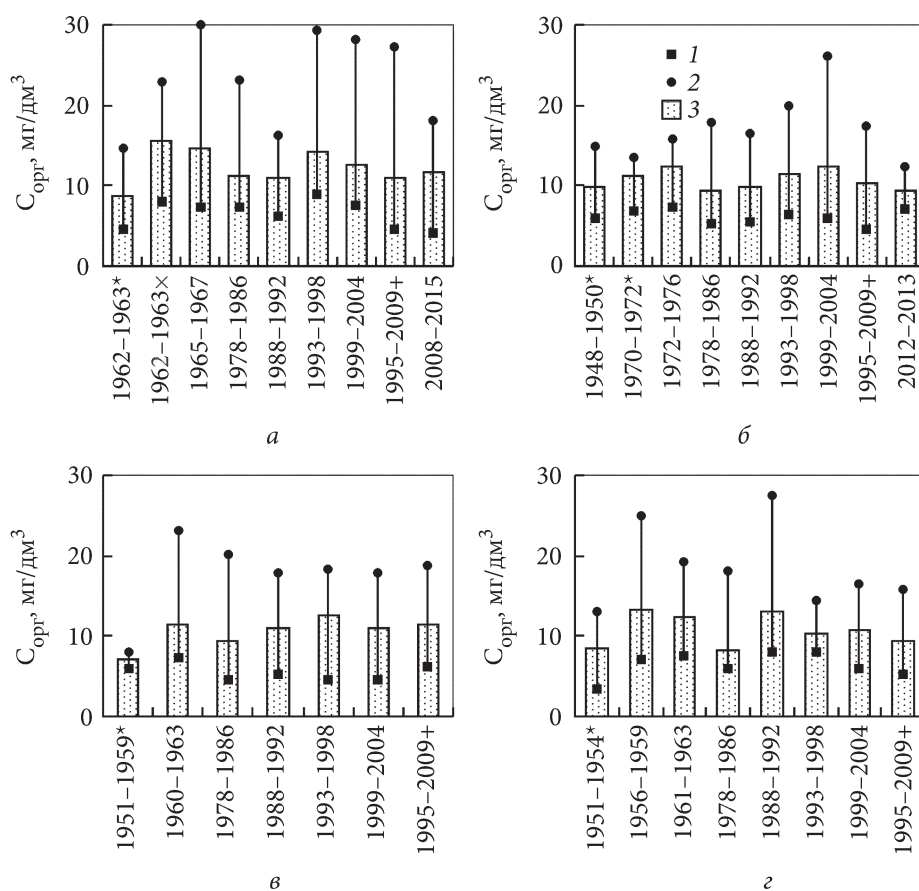


Рис. 3. Граничні (1, 2) та усереднені (3) величини концентрації карбону органічних сполук у воді р. Дніпра до зарегулювання стоку та водосховищ Дніпровського каскаду у різні періоди досліджень

Легкоокиснювані органічні речовини. Нижче (рис. 5) за усередненими показниками наведено багаторічну динаміку загальної концентрації $C_{\text{орг}}$ у воді дніпровських водосховищ та вмісту в них $C_{\text{орг}}$ легкоокиснюваних органічних речовин.

Таке графічне зображення дає можливість наочно представити, яку частку становлять останні у загальному балансі РОР. Результати розрахунку цієї частки представлено на рисунку 6. Можна пересвідчитись, що частка легкоокиснюваних розчинених органічних речовин ($\text{РОР}_{\text{ЛО}}$) у воді Київського водосховища була найбільшою і змінювалась у середньому у межах від 31,9 до 52,2 % від загального вмісту РОР.

В інших водосховищах каскаду вона була дещо нижчою. Так, у Канівському водосховищі $\text{РОР}_{\text{ЛО}}$ становили 24,9—32,5 % загального вмісту РОР, у Кременчуцькому, як найбільш біопродуктивному водосховищі, — 26,2—38,8 %, а в Каховському — 26,5—38,2 %. За весь період досліджень частка $\text{РОР}_{\text{ЛО}}$ у загальному балансі РОР становила в середньому 39,6, 28,4,

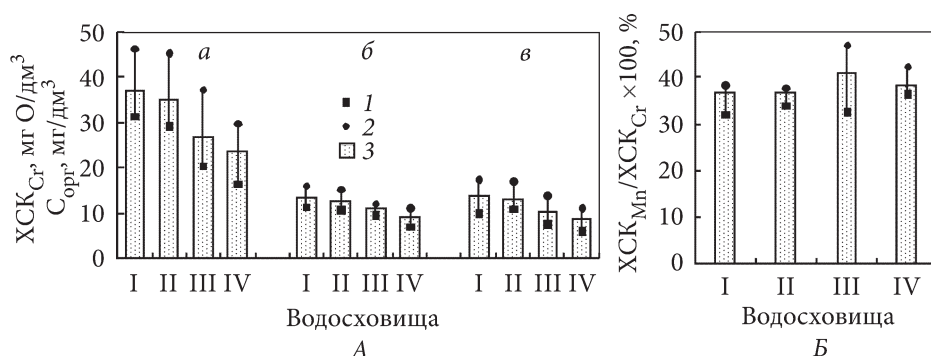


Рис. 4. Характеристики вмісту розчинених органічних речовин (А) та частка легкоокиснюваних органічних речовин (Б) у воді водосховищ Дніпровського каскаду у вересні 1994 р. під час проведення спільної українсько-канадської експедиції: а, б — відповідно XSK_{Cr} і XSK_{Mn}, в — S_{орг}; I, II, III, IV — відповідно Київське, Канівське, Кременчуцьке і Каховське водосховища

33,4 і 31,3 % відповідно для Київського, Канівського, Кременчуцького і Каховського водосховищ. Безперечно, вона була більшою на початковому етапі існування водосховищ, коли відбувалось вимивання органічних сполук із ґрунтів заповненого ложа водосховищ, та в періоди інтенсивного розвитку водоростей. Це можна бачити на прикладі Кременчуцького водосховища, коли частка ROP_{ло} у зоні «цвітіння» води у 1964 р. досягала більше 50 % загального вмісту ROP (див. рис. 6).

Цілком очевидно, що частка ROP_{ло} у загальному балансі ROP може істотно змінюватись залежно від біопродуктивності водойми. Влітку і частково восени вона може зростати, оскільки в цей період відбувається активний розвиток біоти, яка виділяє позаклітинні органічні речовини-екзометаболіти. У процесі трансформації відмерлих решток водоростей та вищої водної рослинності у воду також виділяється певна частина зв'язаних ними органічних речовин. Зазначені органічні речовини, зазвичай, належать до легкоокиснюваних. За усередненими показниками, частка ROP_{ло} у літньо-осінній період виявилась дещо більшою у Кременчуцькому та Каховському водосховищах, що було встановлено під час проведення українсько-канадської експедиції у вересні 1994 р. (рис. 4, Б).

Більш виразно означена ситуація проявляється у малих водоймах урбанізованих територій. Наприклад, в озерах системи Опечень, що знаходяться у межах житлового масиву Оболонь м. Києва, частка таких речовин влітку і восени може зростати відповідно до 62 і 52 % у загальному балансі ROP [10]. Звичайно, водосховища Дніпровського каскаду і малі водойми в м. Києві — це неспівставимі для порівняння водні об'єкти. Тим не менше, для розуміння процесів формування органічних речовин влітку отримані результати можуть бути корисними.

Частка найважливіших груп ROP у загальному їхньому балансі. Як неодноразово повідомлялось [29, 32, 37, 38], найбільшу частку серед ROP

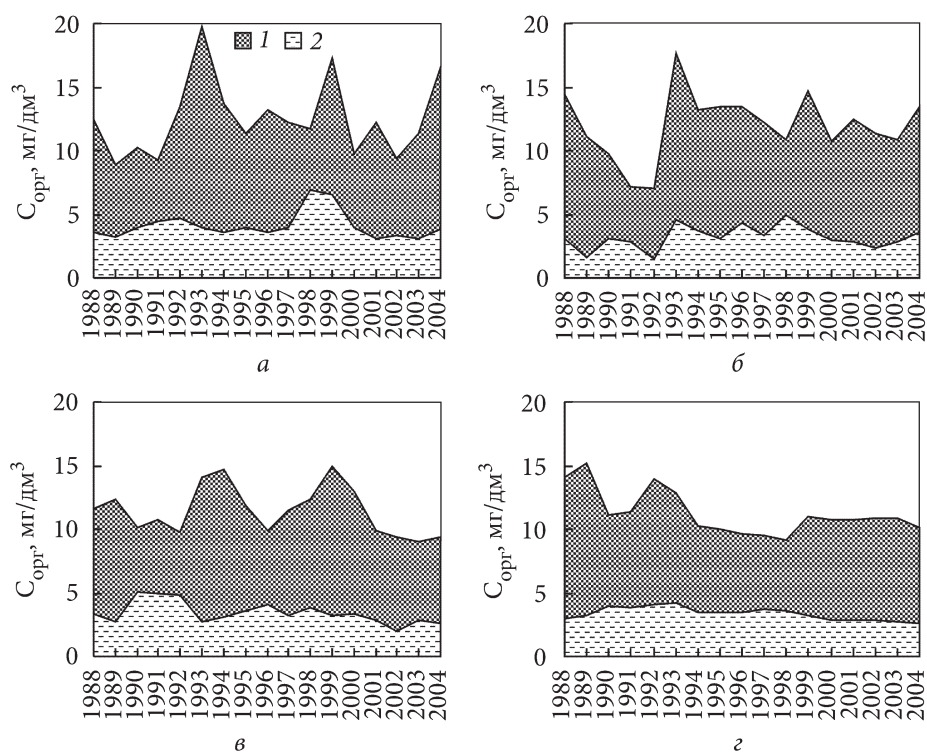


Рис. 5. Усереднені показники загального вмісту карбону органічних сполук ($C_{\text{орг}}$) (1) та $C_{\text{орг}}$ легкоокиснюваних органічних речовин (2) у воді водосховищ Дніпровського каскаду. Тут і на рис. 6—8: а, б, в, з — відповідно Київське, Канівське, Кременчуцьке і Каховське водосховища.

поверхневих вод становлять ГР. У різноманітних поверхневих водних об'єктах вона змінюється в межах 50—80 %, а подекуди навіть досягає 90 % [38]. Прикладом таких об'єктів в Україні можуть бути річки басейну Прип'яті, живлення яких відбувається переважно за рахунок болотних вод.

Слід зазначити, що вивчення компонентного складу РОР у водосховищах Дніпра не носило систематичного характеру і проводилось лише епізодично. Найбільшою мірою досліджувались ГР, що відображено в низці монографічних робіт того часу [5, 8, 13]. Детальніші дослідження ГР у водосховищах Дніпровського каскаду виконано у 90-х роках минулого століття, коли РОР було розділено на три найважливіші групи методом іонообмінної хроматографії з використанням целюлозних сорбентів [2, 33, 35, 39]. Значний обсяг робіт з вивчення ГР у поверхневих водах України, у тому числі у водосховищах Дніпра, проведено Н.М. Осадчою, а отримані нею результати узагальнено у її докторській дисертації [16]. Певну частину досліджень, виконаних раніше, було присвячено вивченню сполук білкової природи, але з акцентуванням уваги на те, як впливають окремі чинники та процеси на їхню деструкцію [5, 23]. Дослідження

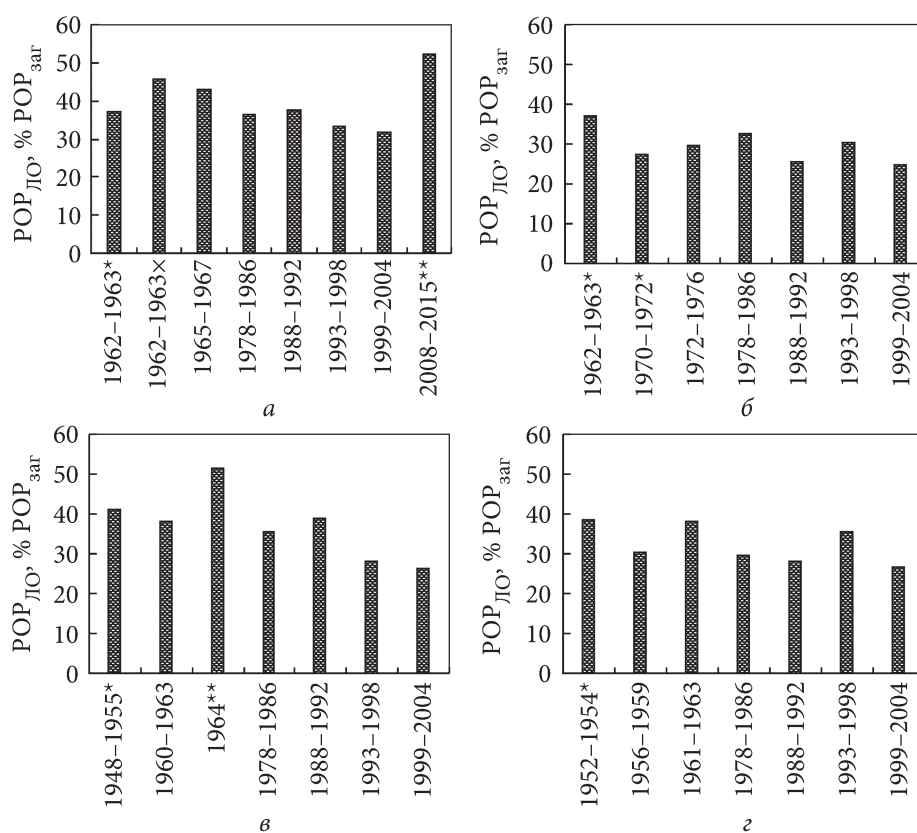


Рис. 6. Частка легкоокислюваних органічних речовин у воді водосховищ Дніпровського каскаду за усередненими показниками у різні періоди досліджень: * — верхня, середня або нижня ділянки р. Дніпро до зарегулювання стоку, x — р. Прип'ять, ** — показники взято з [21]; зона «цвітіння» води.

вуглеводів у дніпровських водосховищах проводились у 60-х—70-х та 90-х роках минулого століття, що знайшло своє відображення в роботах [2, 6, 7, 24].

Нами узагальнено результати досліджень ГР у водосховищах Дніпровського каскаду та представлено їх у нижче наведеній таблиці 1. Дані щодо вмісту вуглеводів і білковоподібних речовин у водосховищах Дніпра наведено в таблицях 2 і 3.

Як і слід було очікувати, найбільші концентрації ГР характерні для Київського водосховища (див. табл. 1), через надходження високо кольорових вод зі стоком р. Прип'яті. Найбільше їх концентрується у Прип'ятському відрозі зазначеного водосховища, а вздовж водосховища — у його правобережній частині [8]. По мірі просування вниз по каскаду водосховищ концентрація ГР знижується, що знайшло своє відображення також у дисертаційній роботі Н.М. Осадчої [16]. Пов'язано це з адсорбцією ГР на завислих частках та їхньою седиментацією у водосховищах.

Таблиця 1

Концентрація ГР, мг С/дм³, у воді водосховищ Дніпровського каскаду за літературними даними

Роки	Зима	Весна	Літо	Осінь	Загалом	Література
Київське водосховище, відроги						
1965—1967	3,6—7,9	5,3—20,1	3,8—18,2	2,4—10,2	2,4—20,1	[8]
Київське водосховище, основне плесо						
1965—1967	4,6—8,9	6,2—17,1	5,8—20,2	2,7—8,5	2,7—20,2	[8]
1991	×	×	$\frac{12,5-27,1}{19,2}$	$\frac{7,2-24,6}{14,9}$	$\frac{7,2-27,1}{16,9}$	[35]
1992	×	×	$\frac{7,1-19,8}{12,1}$	×	×	[35]
1995—2000	×	×	×	×	$\frac{2,2-24,3}{8,5}$	[16]
2001—2005	×	×	×	×	$\frac{2,5-15,5}{6,9}$	[16]
2008*	×	$\frac{7,2-14,3}{10,2}$	×	$\frac{8,8-16,3}{13,2}$	$\frac{7,2-16,3}{11,8}$	[15]
2010	$\frac{9,6-14,6}{12,5}$	17,9*	×	$\frac{8,6-10,3}{9,2}$	$\frac{8,6-14,6}{10,8}$	[20]
Канівське водосховище						
1995—2005	×	×	×	×	$\frac{2,8-16,3}{7,4}$	[16]
2007**	×	12,8	8,9	10,3	$\frac{8,9-12,8}{10,6}$	[15]
2012**	$\frac{5,9-7,3}{6,5}$	$\frac{7,6-8,7}{8,1}$	$\frac{13,6-15,3}{14,5}$	$\frac{6,9-7,8}{7,3}$	$\frac{5,9-15,3}{9,1}$	[20]
Кременчуцьке водосховище						
1990	×	$\frac{5,7-11,9}{8,4}$	$\frac{6,9-9,9}{8,3}$	$\frac{6,7-8,7}{7,6}$	$\frac{5,7-11,9}{8,1}$	[35]
1992	×	×	$\frac{4,6-10,8}{7,2}$	×	×	
1995—2005	×	×	×	×	$\frac{1,7-14,9}{5,8}$	[16]
Каховське водосховище						
1990	×	$\frac{2,4-6,4}{5,8}$	$\frac{2,6-7,4}{5,2}$	$\frac{2,8-8,6}{4,6}$	$\frac{2,4-8,6}{5,2}$	[35]
1991	×	×	$\frac{3,5-10,2}{8,5}$	×	×	

Продовження табл. 1

Роки	Зима	Весна	Літо	Осінь	Загалом	Література
1992	×	×	$\frac{4,3-9,8}{6,9}$	×	×	
1995—2005	×	×	×	×	$\frac{1,7-8,4}{3,8}$	[16]

* Нижня ділянка Київського водосховища, ** верхня ділянка Канівського водосховища, × — відповідні дані відсутні.

Таблиця 2

Концентрація вуглеводів, мг/дм³, у воді водосховищ Дніпровського каскаду за літературними даними

Роки	Зима	Весна	Літо	Осінь	Загалом	Література
Київське водосховище, відроги ⁺						
1965—1967	0,33—0,83	0,42—0,90	0,27—1,64	0,28—1,25	0,27—1,64	[8]
Київське водосховище, основне плесо ⁺						
1965—1967	0,30—1,04	0,33—1,33	0,30—1,33	0,20—1,24	0,20—1,33	[8]
Київське водосховище в цілому						
1991	×	×	$\frac{0,93-1,27}{1,09}$	$\frac{0,65-2,67}{1,66}$	$\frac{0,65-2,67}{1,38}$	[2]
1992**	$\frac{1,82-2,00}{1,89}$	$\frac{0,47-2,26}{1,34}$	$\frac{1,14-1,46}{1,43}$	$\frac{0,52-2,31}{1,17}$	$\frac{0,47-2,31}{1,46}$	[39]
1991—1994	×	×	×	×	$\frac{0,6-2,2^*}{1,34}$	[39]
2008**	×	$\frac{2,58-3,08}{2,80}$	×	$\frac{1,73-2,00}{1,87}$	$\frac{1,73-3,08}{2,35}$	[15]
2010**	$\frac{1,48-1,60}{1,53}$	1,82	×	$\frac{1,35-1,88}{1,58}$	$\frac{1,35-1,88}{1,56}$	[20]
Канівське водосховище						
2007***	×	×	×	×	$\frac{1,25-2,65}{1,88}$	[15]
2013***	1,10—1,26	2,04—2,46	3,00—3,84	2,28—2,57	$\frac{1,10-3,84}{2,32}$	[18]
Кременчуцьке водосховище						
1990	×	$\frac{0,31-1,33}{0,79}$	$\frac{0,81-1,06}{0,87}$	$\frac{0,34-0,73}{0,51}$	$\frac{0,31-1,33}{0,72}$	[2]

Продовження табл. 2

Роки	Зима	Весна	Літо	Осінь	Загалом	Література
1992	×	×	$\frac{0,54-1,28}{0,70}$	×	×	
Каховське водосховище						
1990	×	$\frac{0,38-0,94}{0,68}$	$\frac{0,49-1,67}{0,84}$	$\frac{0,33-0,56}{0,41}$	$\frac{0,33-1,67}{0,64}$	[2]
1992	×	×	$\frac{0,59-1,32}{0,99}$	×	×	

* Літньо-осіння пора, ** нижній б'єф Київського водосховища, *** верхня ділянка Канівського водосховища, + — йдеться про вміст у воді редукованих сахарів, × — відповідні дані відсутні.

Таблиця 3

Концентрація білковоподібних речовин, мг/дм³, у воді водосховищ Дніпровського каскаду за літературними даними

Роки	Зима	Весна	Літо	Осінь	Загалом	Література
Київське водосховище						
1973	×	$\frac{0,18-0,38}{0,28}$	$\frac{0,37-0,72}{0,52}$	$\frac{0,64-0,85}{0,74}$	$\frac{0,18-0,85}{1,38}$	[33]
1978	×	×	$\frac{0,30-0,74}{0,52}$	$\frac{0,64-0,90}{0,77}$	$\frac{0,30-0,90}{0,64}$	
1991	×	×	$\frac{0,26-0,86}{0,54}$	$\frac{0,23-0,68}{0,45}$	$\frac{0,23-0,86}{0,50}$	
1992**	$\frac{0,41-0,66}{0,52}$	$\frac{0,35-0,69}{0,48}$	$\frac{0,47-0,69}{0,60}$	$\frac{0,64-0,68}{0,66}$	$\frac{0,35-0,69}{0,57}$	[39]
1991—1994	×	×	×	×	$\frac{0,3-1,2^*}{0,60}$	[39]
2008**	×	$\frac{0,72-0,90}{0,79}$	×	$\frac{0,60-0,70}{0,65}$	$\frac{0,60-0,90}{0,72}$	[15]
2010**	$\frac{0,41-0,85}{0,57}$	0,66	×	$\frac{0,40-0,62}{0,47}$	$\frac{0,40-0,85}{0,53}$	[20]
Канівське водосховище						
2007***	×	×	×	×	$\frac{0,40-0,63}{0,46}$	[15]
2012***	0,31—0,36	0,32—0,43	0,49—0,55	0,32—0,34	$\frac{0,31-0,55}{0,39}$	[20]

Продовження табл. 3

Роки	Зима	Весна	Літо	Осінь	Загалом	Літерату- ра
2013***	0,35—0,37	0,47—0,50	0,63—0,84	0,54—0,59	$\frac{0,35-0,84}{0,54}$	[18]
Кременчуцьке водосховище						
1974	×	$\frac{0,59-0,65}{0,61}$	$\frac{0,36-0,85}{0,57}$	$\frac{0,29-0,67}{0,49}$	$\frac{0,29-0,85}{0,56}$	[33]
1978	×	$\frac{0,59-0,64}{0,60}$	$\frac{0,28-0,85}{0,51}$	$\frac{0,51-0,52}{0,51}$	$\frac{0,28-0,85}{0,54}$	
1990	×	$\frac{0,15-0,56}{0,42}$	$\frac{0,65-0,98}{0,77}$	$\frac{0,60-1,41}{0,91}$	$\frac{0,15-1,41}{0,70}$	
1992	×	×	$\frac{0,31-0,62}{0,45}$	×	×	
Каховське водосховище						
1978	×	×	×	$\frac{0,54-0,70}{0,64}$	×	[33]
1991	×	×	$\frac{0,18-0,74}{0,53}$	×	×	
1992	×	×	$\frac{0,64-1,07}{0,94}$	×	×	

* Літньо-осіння пора, ** нижній б'єф Київського водосховища, *** верхня ділянка Канівського водосховища, × — відповідні дані відсутні.

Як зазначалось вище, концентрація вуглеводів у поверхневих водних об'єктах значною мірою залежить від інтенсивності розвитку фітопланктону, вищої водної рослинності тощо. У водосховищах Дніпровського каскаду, зокрема у Київському і Канівському, максимальна концентрація вуглеводів у весняно-літню пору року досягала 3,08—3,84 мг/дм³ (див. табл. 2). Цікаві дані щодо вмісту редукованих сахарів наведено в роботі [7]. В ній показано, що влітку 1968 р. усереднена концентрація зазначених речовин у воді водосховищ Дніпровського каскаду становила: у Київському водосховищі — 1,23 мг/дм³, у Кременчуцькому — 2,49, у Дніпродзержинському (тепер Кам'янське) — 2,14, у Запорізькому (тепер Дніпровське) — 1,49, у Каховському — 2,62 мг/дм³. Найбільш біопродуктивними виявились Кременчуцьке і Каховське водосховища. Звичайно, це лише частина вуглеводів, яка, найвірогідніше, не враховує вміст у воді полісахаридів, тому загальний їхній вміст, напевно, значно вищий. Про це можна судити на підставі даних про загальний вміст вуглеводів (0,65—8,76 мг/дм³) у воді Київського і Кременчуцького водосховищ, отриманих у 1980 р. [24]. Він істотним чином залежав від розвитку фітопланктону.

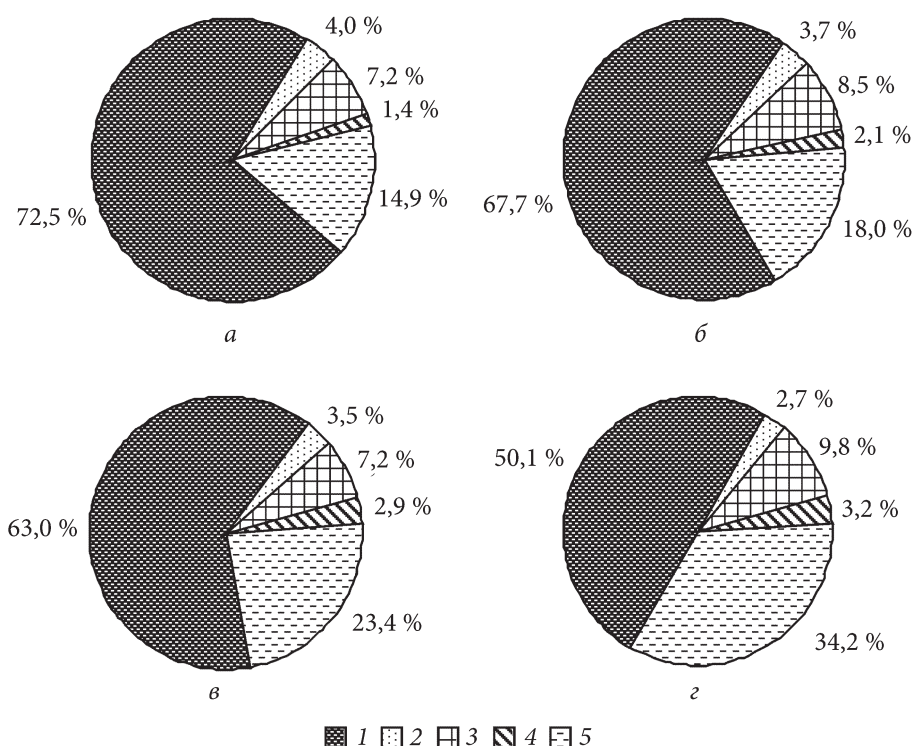


Рис. 7. Частка різних груп природних органічних речовин у загальному балансі РОР водосховищ Дніпра: 1, 2, 3, 4, 5 — відповідно частка ФК, ГК, вуглеводів, БПР та інших органічних речовин

Високі концентрації були у місцях масового розвитку водоростей і вітрових нагонів їхньої біомаси. Максимальний вміст вуглеводів у цих водосховищах досягав 14 % загального вмісту РОР.

Що ж стосується БПР, то їхня концентрація значно нижча і наближається лише до 1,0 мг/дм³, рідко перевищуючи цю величину (див. табл. 3). Найвірогідніше, це пов'язано з нестійкістю цих органічних речовин та швидкою їхньою деструкцією, зокрема в літньо-осінню пору року [23].

Нами проведено розрахунки, що стосуються частки ГР (гумінових і фульвокислот), вуглеводів та БПР у загальному балансі РОР водосховищ Дніпровського каскаду, які наведено вище (рис. 7).

Найбільша частка ГР у загальному балансі РОР притаманна Київському водосховищу і становить, за результатами наших розрахунків, у середньому 76,5 %. Відповідно, у Канівському водосховищі вона не перевищує 71,4 %, а в Кременчуцькому і Каховському водосховищах складає 66,5 і 52,8 %. Виходячи з результатів досліджень Н.М. Осадчої [16], можна констатувати, що тенденція у змінах частки ГР у загальному балансі РОР виявилась такою ж самою, тобто вниз по каскаду вона істотно знижується — з 70 % у Київському водосховищі до 64, 56 та 41 % відповідно у

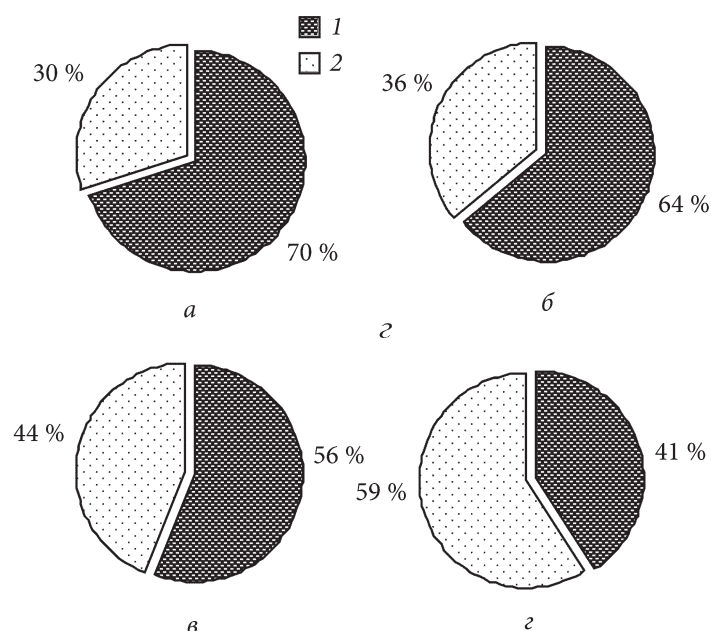


Рис. 8. Частка гумусових речовин (за результатами досліджень [16]) у загальному балансі РОР водосховищ Дніпровського каскаду за усередненими показниками: 1 — ГР, 2 — інші ОР

Канівському, Кременчуцькому і Каховському водосховищах. Проте наявна незначна різниця в отриманих нами і Н.М. Осадчою результатах, що можна бачити з наведених даних на рисунку 8.

За усередненими показниками, частка вуглеводів у досліджуваних водосховищах становить від 7,2 до 9,8 % від загальної концентрації РОР. Частка БПР, як було вже зазначено, виявилась найменшою і змінюється в межах від 1,4 % (Київське водосховище) до 3,2 % (Каховське водосховище). На інші органічні речовини, які нами не досліджувались, припадає від 14,9 % (Київське водосховище) до 34,2 % (Кременчуцьке водосховище). Хоча в окремі періоди існування водосховищ Дніпровського каскаду частки зазначених груп органічних речовин були більшими. Особливо в періоди масового розвитку синьозелених водоростей, про що вже йшлося вище.

Висновки

Отже, узагальнення результатів багаторічних досліджень органічних речовин у водосховищах Дніпровського каскаду дає можливість оцінити їхню динаміку на різних етапах їхнього функціонування. Варто зазначити, що концентрація органічних речовин у водосховищах завжди була більшою порівняно з їхнім вмістом у воді річок, які впадають у водосховища.

Аналіз показує, що у перші роки існування концентрація органічних речовин істотно зростала внаслідок їхнього вилучення з ґрунтів ложа водосховищ та рослинності, яка була затоплена. Тому у цей період формування органічних речовин відбувалось за рахунок їхнього привнесення як зі стоком річок, так і внаслідок внутрішньоводоймних процесів, зокрема вилуговування з ґрунтів ложа водосховищ та розкладання відмерлих решток рослинних і тваринних організмів.

У подальшому істотний вплив на формування органічних речовин дніпровських водосховищ виявляв інтенсивний розвиток фітопланктону, оскільки у водосховищах було достатньо поживних речовин, зокрема сполук нітрогену і фосфору, щоб спричинився «спалах» цвітіння води синьозеленими водоростями. Характерно, що по мірі зниження інтенсивності розвитку фітопланктону концентрація органічних речовин почала знижуватись. Найпомітнішим це стало у 90-х роках минулого століття.

Формування органічних речовин у Київському водосховищі відбувається головним чином за рахунок їхнього привнесення зі стоком верхнього Дніпра і Прип'яті. Певна частина утворюється внаслідок внутрішньоводоймних процесів. На формування органічних речовин нижче розташованих водосховищ впливають вище розташовані водойми, з яких вони надходять, та їхнє утворення в самих водосховищах залежно від біопродуктивності останніх.

Частка легкоокиснюваних органічних речовин у водосховищах змінювалась залежно від етапів їхнього існування. Зазвичай, вона була більшою на першому етапі після заповнення водосховищ водою, потім дещо знижувалась на етапах стабілізації.

Провідну роль у формуванні розчинених органічних речовин відіграють гумусові речовини як найбільш поширена група у їхньому складі. Найбільша частка гумусових речовин у загальному балансі РОР припадає на верхні водосховища Дніпровського каскаду — Київське та Канівське. Вниз по каскаду вона знижується, що зумовлено адсорбцією на завислих частинках та седиментацією останніх в умовах уповільнення течії.

Частка вуглеводів та білковоподібних речовин у загальному балансі РОР значною мірою залежить від інтенсивності розвитку фітопланктону та вищої водної рослинності. В періоди масового розвитку водоростей («цвітіння» води) вона зростала, а по мірі зниження цього процесу зменшувалась.

В умовах кліматичних змін слід очікувати певних трансформацій у хімічному складі води дніпровських водосховищ, оскільки цілком вірогідне посилення явища евтрофування зі зростанням концентрацій біогенних речовин, зокрема сполук нітрогену і фосфору [31]. За таких обставин слід очікувати збільшення частки автохтонних органічних речовин у загальному балансі РОР. Збільшення або зменшення кількості опадів також впливатиме на формування органічних речовин, з огляду на їхнє привнесення зі стоком річок. В літньо-осінній період, з підвищенням температури та настанням тривалої сонячної радіації посилюватиметься трансформація органічних речовин, причому це стосуватиметься не лише таких, як вуглеводи та білковоподібні речовини, але й гумусових речо-

вин. Внаслідок цієї трансформації відбуватиметься зростання частки низькомолекулярних сполук, які ставатимуть біодоступними та здатними до асиміляції гідробіотою. Основну роль у трансформації вуглеводів та сполук білкової природи відіграватиме мікробіологічна активність, тоді як гумусових речовин — фотохімічні процеси. Кількісно оцінити ці трансформації доволі складно на сучасному етапі, оскільки необхідні спеціальні дослідження як в лабораторних, так і у натурних умовах. Тим не менше, на цьому слід акцентувати увагу спеціалістів різного профілю (гідрологів, гідробіологів, гідрохіміків, фізіологів та біохіміків) вже тепер.

Список використаної літератури

1. Алмазов А.М., Денисова А.И., Майстренко Ю.Г., Нахшина Е.П. Гидрохимия Днепра, его водохранилищ и притоков. Киев : Наук. думка, 1967. 316 с.
2. Васильчук Т.А., Линник П.Н. Углеводы в воде днепровских водохранилищ. *Гидробиол. журн.* 1996. Т. 32, № 2. С. 99—104.
3. Дебейко Е.В., Рябов А.К., Набиванец Б.И. Прямое фотометрическое определение растворимых белков в природных водах. *Там же*. 1973. Т. 9, № 6. С. 109—113.
4. Денисова А.И. Формирование гидрохимического режима водохранилищ Днепра и методы его прогнозирования. Киев : Наук. думка, 1979. 292 с.
5. Денисова А.И., Тимченко В.М., Нахшина Е.П. и др. Гидрология и гидрохимия Днепра и его водохранилищ. Киев : Наук. думка, 1989. 216 с.
6. Енаки Г.А. Компонентный состав органического вещества Киевского водохранилища в первые годы становления : Автореф. дис. ... канд. хим. наук. Киев, 1969. 22 с.
7. Енаки Г.А. О компонентном составе органического вещества вод днепровских водохранилищ. *Гидробиол. журн.* 1972. Т. 8, № 1. С. 26—31.
8. Киевское водохранилище: Гидрохимия, биология, продуктивность / под ред. Я.Я. Цееба и Ю.Г. Майстренко. Киев : Наук. думка, 1972. 460 с.
9. Линник П.Н. Формирование гидрохимического режима водохранилищ. Гидроэнергетика и окружающая среда / под общ. ред. Ю. Ландау, Л. Сиренко. Киев: Либра, 2004. С. 219—236.
10. Линник П.Н., Жежеря В.А., Жежеря Т.П. Особенности гидрохимического режима водоемов урбанизированной территории в летний период: I. Биогенные и органические вещества. *Экологическая химия*. 2021. Т. 30, № 2. С. 71—84.
11. Линник П.Н., Журавлева Л.А., Самойленко В.Н., Набиванец Ю.Б. Влияние режима эксплуатации на качество воды днепровских водохранилищ и устьевой области Днепра. *Гидробиол. журн.* 1993. Т. 29, № 1. С. 86—98.
12. Линник П.Н., Набиванец Б.И. Формы миграции металлов в пресных поверхностных водах. Ленинград : Гидрометеиздат, 1986. 270 с.
13. Майстренко Ю.Г. Органическое вещество воды и донных отложений рек и водоемов Украины (бассейны Днепра и Дуная). Киев : Наук думка, 1965. 240 с.
14. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / за ред. В.Д. Романенка. Київ : Логос, 2006. 408 с.
15. Міграційні процеси неорганічних і органічних речовин у абіотичних компонентах водних екосистем за умов дії аеробних і анаеробних чинників середовища / звіт про НДР за темою № 100 (заключний). П.М. Линник, Т.О. Васильчук, А.О. Морозова та ін. Інститут гідробіології НАН України. № держреєстрації 0107U000791. Київ, 2009. 185 с.
16. Осадча Н.М. Закономірності міграції гумусових речовин у поверхневих водах України. Дис. ... докт. геогр. наук. Київ, 2011. 620 с.

17. Осадчий В.І., Набиванець Б.Й., Осадча Н.М., Набиванець Ю.Б. Гідрохімічний довідник: Поверхневі води України. Гідрохімічні розрахунки. Методи аналізу. Київ : Ніка-Центр, 2008. 656 с.
18. Особливості формування гідрохімічного режиму водних об'єктів різного типу за екстремальної дії абіотичних чинників середовища / звіт про НДР за темою № 121 (заключний). П.М. Линник, А.О. Морозова, В.П. Осипенко та ін. Інститут гідробіології НАН України. № держреєстрації 0113U000022. Київ, 2015. 220 с.
19. Попович Г.М. Сорбционное концентрирование и спектрофотометрическое определение гуминовых и фульвокислот в водах : Автореф. дис. ... канд. хим. наук. Киев, 1990. 23 с.
20. Роль гумусових речовин у процесах міграції металів і біогенних елементів та формуванні якості водного середовища поверхневих водойм різного типу / звіт про НДР за темою № 109 (заключний). П.М. Линник, Т.О. Васильчук, А.О. Морозова та ін. Інститут гідробіології НАН України. № держреєстрації 0110U002114. Київ, 2012. 211 с.
21. Романенко В.Д., Якушин В.М., Щербак В.М. та ін. Біорізноманіття та біоресурсний потенціал екосистем дніпровських водосховищ в умовах кліматичних змін і розвитку біологічної інвазії. Київ : Наук. думка, 2019. 256 с.
22. Руководство по химическому анализу поверхностных вод суши / под ред. А.Д. Семенова. Ленинград : Гидрометеиздат, 1977. 542 с.
23. Рябов А.К., Набиванець Б.И., Олейник Г.Н. и др. Экспериментальное исследование влияния температуры и степени кислородного насыщения на скорость деструкции растворимых белков в природных водах. *Гидробиол. журн.* 1974. Т. 10, № 5. С. 15—24.
24. Сакевич А.И. Экзометаболиты пресноводных водорослей. Киев : Наук. думка, 1985. 200 с.
25. Сакевич О.Й., Усенко О.М. Алелопатія в гідроекосистемах. Київ : Логос, 2008. 343 с.
26. Сиренко Л.А., Козицкая В.Н. Биологически активные вещества водорослей и качество воды. Киев : Наук. думка, 1988. 256 с.
27. Тімченко В.М., Линник П.М., Холодько О.П. та ін. Абіотичні компоненти екосистеми Київського водосховища. Київ : Логос, 2013. 60 с.
28. Anesio A.M., Granéli W., Aiken G.R. et al. Effect of humic substance photodegradation on bacterial growth and respiration in lake water. *Appl. Environ. Microbiol.* 2005. Vol. 71, N 10. P. 6267—6275.
29. Aquatic ecosystems: interactivity of dissolved organic matter. Ed. by Findlay S.E.G., Sinsabaugh R.L. San Diego: Acad. Press, 2003. 512 p.
30. Berman T., Bronk D.A. Dissolved organic nitrogen: a dynamic participant in aquatic ecosystems. *Aquat. Microb. Ecol.* 2003. Vol. 31. P. 279—305.
31. Linnik P.M. Climate changes as an important factor of the formation of the chemical composition of surface waters at the present time (a review). *Hydrobiol. J.* 2021. Vol. 57, N 1. P. 78—94.
32. Linnik P.N., Ivanechko Ya.S., Linnik R.P., Zhezherya V.A. Humic substances in surface waters of the Ukraine. *Russ. J. Gen. Chem.* 2013. Vol. 83, No.13. P. 2715—2730.
33. Linnik P.N., Vasil'chuk T.A. Nitrogenous organic matter in the water of the Dnieper reservoirs. *Hydrobiol. J.* 1997. Vol. 33, N 5. P. 22—29.
34. Linnik P.N., Vasilchuk T.A. Role of humic substances in the complexation and detoxification of heavy metals: case study of the Dnieper reservoirs. Use of humic substances to remediate polluted environments: from theory to practice. Perminova I.V., Hatfield K., and Hertkorn N., Eds. NATO Sci. Ser. IV: Earth and Environ. Ser. Dordrecht: Springer, 2005. Vol. 52. P. 135—154.
35. Linnik P.N., Vasil'chuk T.A., Bolelaya N.V. Humic substances in the water of the Dnieper reservoirs. *Hydrobiol. J.* 1997. Vol. 33, N 1—3. P. 66—73.
36. Linnik P.N., Vasilchuk T.A., Linnik R.P. Humic substances of natural waters and their importance for aquatic ecosystems: A review. *Ibid.* 2004. Vol. 40, N 3. P. 79—101.

37. Osadchyy V., Nabyvanets B., Linnik P., Osadcha N., Nabyvanets Yu. Processes determining surface water chemistry. Switzerland: Springer International Publishing, 2016. 270 p.
38. Thurman E.M. Organic geochemistry of natural waters. Dordrecht (the Netherlands): Martinus Nijhoff/Dr. W. Junk Publishers, 1985. 516 p.
39. Vasilchuk T.A., Osipenko V.P., Yevtukh T.V. Peculiarities of migration and distribution of the main groups of organic matter in the water of the Kiev reservoir depending on the oxygen regime. *Hydrobiol. J.* 2011. Vol. 47, N 2. P. 97—107.
40. Zhu W.Z., Yang G.P., Zhang H.H. Photochemical behaviour of dissolved and colloidal organic matter in estuarine and oceanic waters. *Sci. Total Environ.* 2017. Vol. 607—608. P. 214—224.

Надійшла 02.07.2021

P.M. Linnik, Dr. Sci. (Chem.), Prof., Head of Department,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
12 Geroyiv Staligrada Ave, Kyiv, 04210, Ukraine,
e-mail: peter-linnik@ukr.net
ORCID 0000-0002-2144-4052

ORGANIC SUBSTANCES IN THE WATER OF THE DNIEPER RESERVOIRS AFTER REGULATION OF THE DNIEPER FLOW

The article is devoted to the generalization and analysis of long-term changes in the content of organic matter in the water of the Dnieper River before the regulation of its runoff and reservoirs of the Dnieper cascade after their filling and further operation. It logically continues a series of works in which the peculiarities of the dynamics of the main components of the hydrochemical regime of the river and the reservoirs built on it in different periods of research are considered. The analysis of the results of many years of research shows that in the formation of organic matter of reservoirs at different stages of their existence an important role was played by their introduction with river runoff, leaching of reservoir beds and removal of plant and animal residues, as well as production of significant quantities during periods of mass development of algae («blooming» of water). Therefore, the concentrations of organic matter increased significantly during these periods. Humic substances play a dominant role in the component composition of dissolved organic substances in the reservoirs of the Dnieper cascade, the share of which varies from 76,5 % in the water of the Kyiv reservoir to 52,8 % of the total content of dissolved organic substances in the water of the Kakhovka reservoir. During periods of intensive development of phytoplankton, the concentration of carbohydrates and protein compounds increases, and their share in the overall balance of organic matter is hence. Reducing this process causes some reduction in the concentration of organic matter in general. The generalization of the results of long-term research of organic matter in the reservoirs of the Dnieper cascade becomes especially relevant in the current conditions of reservoirs, which have passed several stages of their formation and are affected by climate change. Under such conditions, changes should be expected not only in the quantitative indicators of organic matter content in reservoirs, but also in their component composition due to transformation with increasing water temperature and intensification of microbiological activity and solar radiation.

Keywords: organic substances, Dnieper reservoirs, easily oxidizable organic substances, humic substances, carbohydrates, protein-like substances.

Hydrobiological Journal

Number 1

2022

CONTENTS

General Hydrobiology

T.N. Dyachenko. Macrophits and their communities in pesimal conditions (a review). 3

P.D. Klochenko & T.F. Shevchenko. Epiphyton algae of the water bodies of the «Golosiivsky» National Nature Park (Ukraine). 16

Aquatic Flora and Fauna

B.S. Hulak, Ye.Yu. Leonchik & O.K. Chashchyn. The composition of population and main biological parameters of rapa whelk *Rapana venosa* in the North-Western section of the Black Sea. 30

Ecological Physiology and Biochemistry of Aquatic Plants

S.V. Hrechyshkina, O.P. Olkhovych, M.M. Musienko, O.O. Panyuta & N.Yu. Taran. Evaluation of physiological parameters of resistance and perspectivity of *Salvinia natans* use for extraction of metal colloid nanoparticles. 47

V.A. Medved & G.V. Kharchenko. Pigment and quantitative indicators of phytoplankton of lakes of the megalopolis and assessment of their trophic status 57

Ecological Physiology and Biochemistry of Aquatic Animals

I. Chubik, G. Chebotar, A. Bick & S. Chebotar. Species affiliation of the mussels of the North-Western Black Sea region based on the molecular-genetic analysis 71

Hydrochemistry

P.M. Linnik. Organic substances in the water of the Dnieper reservoirs after regulation of the Dnieper flow 81

Індекс 74115

ISSN 0375-8990. Гідробіол. журн. 2022. Т. 58, № 1. 1–100

Гідробіологічний журнал. Т. 58, № 1, 2022