

Міністерство освіти і науки України
Херсонський державний аграрно-економічний університет

ВОДНІ БІОРЕСУРСИ ТА АКВАКУЛЬТУРА

Water bioresources and aquaculture

Науковий

журнал

1(15)/2024



Видавничий дім
«Гельветика»
2024

Рекомендовано до друку та поширення через мережу Internet
Вченою радою Херсонського державного аграрно-економічного університету
(протокол № 8 від 30.05.2024).

Головний редактор – Пічуря В.І. – доктор сільськогосподарських наук, професор.
Відповідальний редактор – Дюдяєва О.А. – старша викладачка кафедри екології та сталого розвитку імені професора Ю.В. Пилипенка.

Члени редакційної колегії:

Бех В.В. – доктор сільськогосподарських наук, професор;
Бойко М.Ф. – доктор біологічних наук, професор;
Бойко П.М. – кандидат біологічних наук, доцент;
Бузевич І.Ю. – доктор біологічних наук, старший науковий співробітник;
Бургаз М.І. – кандидат біологічних наук, доцент;
Вовк Н.І. – доктор сільськогосподарських наук, професор;
Волох А.М. – доктор біологічних наук, професор;
Дементьєва О.І. – кандидат сільськогосподарських наук, доцент;
Домарацький Є.О. – кандидат сільськогосподарських наук, доцент;
Зубков О. – доктор-габілітат біологічних наук, професор (Республіка Молдова);
Клименко О.М. – доктор сільськогосподарських наук, професор;
Кутіщев П.С. – кандидат біологічних наук, доцент;
Наконечний І.В. – доктор біологічних наук, професор;
Харитонов М.М. – доктор сільськогосподарських наук, професор;
Шевченко В.Ю. – кандидат сільськогосподарських наук, доцент;
Шевченко П.Г. – кандидат біологічних наук, доцент, старший науковий співробітник;
Шекк П.В. – доктор сільськогосподарських наук, професор;
Шкуте А. – доктор біологічних наук, професор (Латвія).

Електронна сторінка видання – www.wra-journal.ksauniv.ks.ua

*На підставі наказу Міністерства освіти і науки України № 409 від 17.03.2020 р. (додаток 1)
журнал внесений до Переліку наукових фахових видань України (категорія «Б»)
у галузі сільськогосподарських наук (101 – Екологія, 207 – Водні біоресурси та аквакультура)*

Науковий журнал «Водні біоресурси та аквакультура»
зареєстровано Міністерством юстиції України
(Свідоцтво про державну реєстрацію друкованого засобу масової інформації,
серія КВ № 24811-14751ПР від 12.04.2021 року)

Статті у виданні перевірені на наявність плагіату за допомогою
програмного забезпечення StrikePlagiarism.com від польської компанії Plagiat.pl

ISSN 2663-5283 (print)
ISSN 2663-5291 (online)

© Колектив авторів, 2024
© Херсонський державний аграрно-економічний університет, 2024

ЗМІСТ

АКВАКУЛЬТУРА	5
<i>Гончарова О.В.</i> Фізіолого-біохімічні параметри організму риб за умов удосконалення підрощення в рециркуляційних системах в умовах Півдня України.....	5
<i>Гриневич Н.Є., Хом'як О.А., Слюсаренко А.О., Жарчинська В.С., Пукало П.Я., Курилас Л.В.</i> Моделювання технологічних процесів в аквакультурі за використання систем автоматизованого проектування і розрахунку.....	19
<i>Оліфіренко В.В., Рутта О.В.</i> Вибір місця, дизайн та економічні міркування для створення інкубатора двостулкових молюсків.....	30
ВОДНІ БІОРЕСУРСИ	47
<i>Бургаз М. І., Бургаз О. А.</i> Роль карасевих риб у формуванні біологічних ресурсів водойм: на прикладі Одеської області.....	47
<i>Кутіщев П.С., Дяченко В.В.</i> Особливості живлення промислового стада товстолобиків Дніпровського лиману.....	56
ГІДРОЕКОЛОГІЯ	69
<i>Алмашова В.С.</i> Аналіз оцінки якісного екологічного стану водно-болотних угідь НПП Нижньодністровський.....	69
<i>Бреус Д.С.</i> Якість питної води з б'юветів та системи централізованого водопостачання міста Одеса.....	84
<i>Гончарова О.В., Мельниченко С.Г.</i> Екологічний стан водних об'єктів Півдня України за впливу російської агресії.....	95
<i>Пічура В.І., Потравка Л.О., Багінський О.С.</i> Вплив війни на стан акваторії Дніпровсько-Бузької естуарної системи та Чорного моря.....	105
<i>Романчук М.Є., Веслогужева З.Г.</i> Оцінка якості вод річки Дунай для господарсько-питного водокористування.....	137
<i>Хромих Н.О., Шарамок Т.С., Єсінова Н.Б.</i> Функціональні зміни рослин <i>Ceratophyllum Demersum</i> за дії тротилу в модельному експерименті.....	151
МЕТОДИ І МЕТОДИКИ	164
<i>Ковальов М.М.</i> Вплив типу фітоматриці на стійкість тюльпану до хвороб при вирощуванні в DWC-модулях.....	164

CONTENTS

AQUACULTURE	5
<i>Honcharova O.V.</i> Physiological and biochemical parameters of the fish organism under conditions of improved growth in recirculation systems under the influence of Southern Ukraine.....	5
<i>Grynevych N.E., Khomiak O.A., Sliusarenko A.O., Zharchynska V.S., Pukalo P. Ya., Kurylas L.V.</i> Modelling of technological processes in aquaculture using computer-aided design and calculation systems.....	19
<i>Olifirenko V.V., Rutta O.V.</i> Site selection, design and economic considerations for the establishment of a bivalve mollusk hatchery.....	30
WATER BIORESOURCES	47
<i>Burgaz M.I., Burhaz O.A.</i> The crucian carps role in the formation of water bodies biological resources: on the example of the Odesa region.....	47
<i>Kutishchev P.S., Dyachenko V.V.</i> Nutritional features of the commercial silver carp stock in the Dnipro estuary.....	56
GYDROECOLOGY	69
<i>Almashova V.S.</i> Analysis of the assessment of the qualitative ecological state of wetlands of the lower Dniester National Nature Park.....	69
<i>Breus D.S.</i> The quality of drinking water from pump stations and the water supply system of Odesa.....	84
<i>Honcharova O.V., Melnyshenko S.H.</i> Environmental state of water bodies in Southern Ukraine under the influence of russian aggression.....	95
<i>Pichura V.I., Potravka L.O., Bahinskyi O.S.</i> Impact of the war on the state of the Dnipro-Buh estuary system and the Black sea.....	105
<i>Romanchuk M.E., Veslohuzova Z.H.</i> Assessment of the water quality of the Danube river for economic and drinking water use.....	137
<i>Khromykh N.O., Sharamok T.S., Yesipova N.B.</i> Functional changes of <i>Ceratophyllum Demersum</i> plants due to TNT action in a model experiment.....	151
METHODS AND TECHNIQUES	164
<i>Kovalov M.M.</i> The influence of the type of phytomatrix on tulip disease resistance when grown in DWC modules.....	164

АКВАКУЛЬТУРА

УДК 639.3

DOI <https://doi.org/10.32782/wba.2024.1.1>

ФІЗІОЛОГО-БІОХІМІЧНІ ПАРАМЕТРИ ОРГАНІЗМУ РИБ ЗА УМОВ УДОСКОНАЛЕННЯ ПІДРОЩЕННЯ В РЕЦИРКУЛЯЦІЙНИХ СИСТЕМАХ В УМОВАХ ПІВДНЯ УКРАЇНИ

*Гончарова О.В. – к. с.-г. н., доцент,
Херсонський державний аграрно-економічний університет,
anelsatori@gmail.com*

Здійснено комплексне дослідження загального функціонального статусу організму риб за умов підрощення в басейнах рециркуляційної модульної системи (РАС). Проаналізовані технологічні аспекти в схемі підрощення гідробіонтів з вектором виробництва продукції аквакультури, максимально наближеної до моделі «органічної». Науково-експериментальним шляхом обґрунтовано використання природних стимуляторів метаболічних процесів та адаптаційно-компенсаторних механізмів з метою підвищення рівня резистентності організму гідробіонтів. Здійснена комплексна оцінка щодо ефективності впровадження європейських інноваційних елементів в українську аквакультуру. Розглянуто та представлено до обговорення раціональності удосконалення та «технічного перезавантаження рибогосподарської галузі» в контексті формування стратегічного плану розвитку галузі у відповідності до вимог та потреб споживачів, сучасного ринку праці та ресурсного потенціалу галузі в цілому.

Результати отриманих досліджень відображають та надають змогу оцінити потенціал розвитку галузі в цілому за умов запропонованих технологічних елементів оптимізації виробництва продукції аквакультури. Презентовано інформаційний масив щодо сучасного стану та тенденцій розвитку технологій в аквакультурі з огляду інноваційних рішень та модернізації окремих технологічних ланок в аквакультурі при підрощенні гідробіонтів. Враховано тенденції розвитку органічної продукції («екологічно-безпечної») аквакультури, а також питання щодо дотримання європейських стандартів щодо «bien-être», «animal welfare». Здійснено комплексний аналіз вивчення впливу природних компонентів на функціональний статус організму гідробіонтів з акцентом та позитивну дію на перебіг фізіолого-біохімічних, морфофункціональних процесів.

Ключові слова: рециркуляційні аквакультуральні системи (РАС), гідробіонти, стимулятори метаболізму, технологічний чинник, фізіолого-біохімічні та гістологічні параметри.

Постановка проблеми. Одним із головних акцентів при розробках програм розвитку та відновлення ресурсного потенціалу водних ресурсів

завжди будуть технологічні аспекти. Враховуючи, що галузь аквакультури напряму пов'язана з живими об'єктами, екосистемою як середовища їх природного існування, можна відмітити провідні чинники впливу на ефективність ведення галузі. Умовно поділяючи їх на абіотичні та біотичні, завжди враховується, що перші ніколи не можуть співіснувати без корелятивного зв'язку, і навпаки [1, 2]. Гармонізація всіх параметрів надає можливість сформувати цілісну живу екосистему зі сталими показниками та певними трофічними відносинами в природних акваторіях. В контексті рециркуляційних систем, відмітимо, що об'єкти культивування вже знаходяться в певних умовах, створених у відповідності до їх адаптаційно-компенсаторних можливостей та відповідно біологічно-господарських особливостей.

Інноваційні технології, прагнення до оптимізації технологічних аспектів вирощування гідробіонтів в максимально короткочасний термін обумовлюють необхідність розробки, пошуку постійного удосконалення етапів підрощення, елементів раціону, враховуючи період онтогенезу гідробіонтів. Продовольча та сільськогосподарська організація об'єднаних націй (ФАО) спільно з асоціаціями представників ЄС протягом останніх років реалізують програми та проекти з вектором на екологічну безпечність продукції аквакультури, зменшенням ризиків впливу техногенних навантажень. В науково-практичній літературі фахівцями все більше робиться наголос на збільшенні об'ємів споживання риби в Україні за рахунок власного виробництва, впроваджуючи інтенсивні технології в галузі. Використовуючи сучасні підходи у виробництві нових інноваційних технологій, впроваджуючи елементи модернізації вже існуючих технологій, цілком реально забезпечити зростання об'ємів виробництва продукції аквакультури в декілька разів. Безумовно, одним із важливим аспектів є гармонізація належної нормативно-правової бази, стандартів щодо кожного етапу культивування, виробництва, переробки продукції аквакультури [3]. Лише за таких умов стає можливим значно підвищити ефективність ведення рибогосподарської галузі в цілому та реалізувати програму євроінтеграції української аквакультури.

При цьому важливим питанням є врахування фізіолого-біохімічних особливостей організму кожного об'єкта в аквакультурі. Технологічні аспекти можуть забезпечити значне поліпшення ефективності оптимізації процесу вирощування та розведення гідробіонтів за умов розгляду перш за все організму риб як комплексну функціональну систему з відповідними ланками забезпечення життєздатності. Власне фізіолого-біохімічні процеси за відповідними параметрами та рівнем толерантності є одними із провідних чинників формування гомеостатичної рівноваги в організмі гідробіонтів. Тому рівень пластичності певного виду гідробіонтів завжди забезпечує рівень адаптації до абіотичних та біотичних чинників.

В аквакультурі використання різних біологічно активних речовин, кормосумішей, нетрадиційних кормів є альтернативою гормональним та хімічним препаратам [4]. Оскільки важливим та актуальним завжди є і буде відповідність якісним параметрам готової продукції, яка надходить до споживачів. Питання раціональної годівлі, підгодівлі гідробіонтів завжди займає одне з перших місць в аквакультурі в контексті оптимізації технологічних процесів. За будь-яких умов в організмі риб перебіг фізіолого-біохімічних процесів відбувається шляхом нейрогуморальної регуляції. При цьому системи органів, процеси на різних макро- та мікрорівнях будуть відображати результат впливу технологічних чинників, на які організм риб буде рефлексувати [1, 5]. Отже, актуальності як в науковому, так і практичному контексті набувають питання комплексного дослідження щодо впливу технологічних чинників на функціональний статус організму гідробіонтів за умов їх підрощення в системах басейнового типу з рециркуляційною циркуляцією.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Оглядові роботи відображають все найчастіше позитивний ефект впливу на фізіологічні параметри риб нетрадиційних кормів, певних компонентів природного походження. Вивчення фізіолого-біохімічних процесів адаптації на фоні акліматизації гідробіонтів має велике значення для розуміння процесів саморегуляції організму гідробіонтів, його взаємодії з навколишнім середовищем під впливом біотичних та абіотичних чинників [1, 4, 6]. Рівень адаптаційних можливостей організму гідробіонтів при використанні нових для організму чинників є багаторівневим фізіолого-біохімічним процесом. При цьому відбувається взаємодія достатньо різних складових, а кожний подальший перехід на новий рівень адаптації передбачає функціональну рухливість усіх попередніх складових. Якщо візуально фахівець може відмічати за умов впровадження технологічного чинника в процес підрощення риб підвищення або зниження маси тіла гідробіонтів, швидкості розвитку, продуктивності, то всередині організму всім трансформаціям передують складні процеси, які формують послідовну систему відповіді на дію певних чинників.

Перебіг процесів фізіологічної адаптації передбачає комплекс фізіолого-біохімічних механізмів пристосування організму, при цьому його трансформація відбувається послідовно як злагоджена єдина система. Впродовж цього процесу отримання високих параметрів розвитку риб залежить від фізіологічних, іхтіологічних, гідробіологічних та інших критеріїв. Багаторічними дослідженнями практично доведено, що існування у водному середовищі гідробіонтів та отримання від них біолого-екологічних показників в онтогенезі можна корегувати чинниками годівлі, гідрохімічного режиму, селекційно-племінною роботою тощо [5, 7, 8]. Сучасні

дослідження переконливо свідчать про те, що природні компоненти у складі кормосумішей сприяють позитивним трансформаціям в організмі гідробіонтів з корелятивним зв'язком параметрів продуктивності та кількісних, якісних характеристик готової продукції аквакультури.

Наукові доробки авторів відображають результати експериментальних досліджень щодо дії синергізму концентрації біологічно активних речовин та морфометричних показників, стану тканин, систем органів, біохімічних параметрів в організмі гідробіонтів тощо. Причому чинники можуть бути різної природи та походження [1, 9, 10]. Окрім перелічених вище, доцільно додати техногенне навантаження, стрес, еколого-біологічну невідповідність умовам водної екосистеми існування гідробіонтів, генетичну невідповідність, іхтіопатологічні та інші процеси. Автори відмічають важливість дотримання загальноприйнятих європейських рекомендації та вимог при організації експериментальної частини роботи. Оскільки потенційний чинник впливу стресу є однією з умов невідповідності вимогам добробуту (благополуччя) об'єкту досліджень щодо “*bien-être*”, “*animal welfare*” [11]. Тому актуальним є питання в даному контексті щодо рекомендацій авторам враховувати при кожній науково-дослідній роботі окреслені аспекти.

В літературних джерелах автори відмічають позитивну динаміку використання фітопрепаратів, мікроводоростей, природних кормів, продуктів – відходів спиртової промисловості (наприклад, зернової барди) в аквакультурі. Отриманні результати науково-дослідної роботи демонструють гепатопротекторну, імуномодельючу, активуючу метаболічні процеси дії. Позитивні результати використання фітопрепаратів у складі кормових сумішей для гідробіонтів в тому числі відображені у результатах аналізу складу крові у риб [12–16]. Загальновідомим є розуміння кореляції продуктивності та параметрів гомеостатичної рівноваги в організмі, зокрема біохімічного та морфофункціонального складу крові. Тому більшість досліджень вивчення ефективності певного препарату, речовин або добавок передбачають комплексні експерименти з моніторингом швидкості розвитку, параметрів складу крові, гістологічної оцінки обраних біологічних препаратів. Безумовно потенційний вплив стрес-чинників завжди сприятиме мобілізації внутрішніх сил організму гідробіонтів з метою подолання даного стану та перехід в оптимальне середовище зі стабілізацією гомеостатичної рівноваги. Як правило, використання адаптогенів або стимуляторів метаболічних, імунологічних процесів в організмі гідробіонтів є одним із позитивних способів [17–19].

Підсумовуючи, слід відмітити, що будь-яка постановка експерименту, спостереження з метою науково-дослідних обґрунтувань, мають бути своєчасними та обов'язково всебічними. Науково-експериментальні

дослідження вітчизняних та іноземних авторів демонструють вагоме значення аналізу біохімічних, фізіологічних процесів за умов впливу абіотичних та біотичних чинників. Для досягнення мети у відповідності до тематики роботи було сформовано групи експерименту (Контрольна та Експериментальна). В кожній групі об'єктом дослідження був український лускатий короп (*Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758) по 40 екземплярів в кожній [20]. Модульна система басейнового типу з рециркуляцією водообігу та відповідними секціями фільтрації була впроваджена у схему підрощення рибопосадкового матеріалу з метою наступного зариблення акваторій резистентної молоддю. Задачі мали таку редакцію: комплексно оцінити запропонований спосіб підрощення коропа в полікультурі для зариблення акваторій резистентною молоддю. В даній роботі представлені результати щодо коропа (*Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758). Визначити резистентність організму молоді коропа до дії абіотичних та біотичних чинників; дослідити гідрохімічний стан та фізіолого-біохімічні параметри. Доповнили результати аналізом гістологічних препаратів при камеральній обробці за допомогою авторського обладнання та оригінальних методик Козія М. С. щодо роботи з тканинами гідробіонтів тваринного походження.

Дослідження гідрохімічного стану водного середовища здійснювали шляхом систематичного відбору проб впродовж вегетаційного періоду. Аналіз проб води виконувався у відповідності до загальноприйнятих методик на базі науково-дослідних лабораторій: «Перспективи аквакультури», «Фізіолого-біохімічні дослідження», «Екологічний і хімічний аналіз та моніторинг води» ХДАЕУ та до місця, де заплановано захід зариблення (ставовий фонд Херсонського виробничо-експериментального заводу частикових риб). Експрес-методом визначали основні показники гідрохімії, користуючись оксиметром, рН-метром, кондуктометром, фотометром Palintest 7100. В басейнах РАС концентрація вільних іонів водню (рН) трималась впродовж досліджень в середньому на рівні 7,2; вміст кисню дорівнював 5,4 мг/л при середніх температурних значеннях від 22,1 до 24 °С; мінералізація – 360 мг/дм³; нітриту та нітрату – 0,08 та 1,1 відповідно. Основним чинником виступав технологічний кормовий фактор з додаванням у кормову суміш *Spirulina* (25 %) + *Nermetia illucens* (25 %). Крім того, у системі РАС було запроваджено додаткову біологічну фільтрацію з використанням рослин декоративного використання та агрокультур, також впровадили елементи альтернативного джерела енергії у вигляді сонячної мікропанелі та біореактора (розробленого раніше у співавторстві), де культивували мікрководорості [21]. Всі компоненти для підгодівлі культивували в умовах лабораторії водних біоресурсів та аквакультури ХДАЕУ сумісно з практичною базою рибовідтворювальних заводів Півдня України. Всі маніпуляції з об'єктом науково-експериментального дослідження прово-

дили з дотриманням правил «Європейської конвенції захисту хребетних тварин, які використовуються для експериментальних та інших наукових цілей» (Страсбург, 1986). Результати дослідження оброблено за допомогою статистичного програмного методу Past 3 (UK, 2017), представлені у вигляді середнього арифметичного значення, стандартного значення ($\bar{x} \pm SE$). При аналізі результатів значення відмінностей між вибірками оцінювали за допомогою однофакторного дисперсійного аналізу (ANOVA), відмінності вважалися достовірними при $P < 0,05$.

Результати досліджень. Комплексна оцінка загального функціонального статусу організму коропа за умов впливу технологічних чинників удосконаленої РАС надала можливість встановити корелятивні зв'язки за досліджуваними параметрами. Отже, є підстави щодо корелятивного зв'язку маси тіла коропа (*Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758) в онтогенезі та загального вмісту креатиніну (рисунок 1).

У групі, де використовували додатково технологічний (кормовий) чинник при підрощенні коропа (*Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758), значення креатиніну в крові перевищували показник в контрольній групі. Виходячи з отриманих результатів, можна відзначити більш активні обмінні процеси, зокрема, у м'язовій тканині коропа з експериментальної групи. Власне, що підтверджується вищими значеннями маси тіла при контрольних зважуваннях гідробіонтів (рисунок 2, 3).

Виходячи з комплексного дослідження морфофункціональних параметрів та біохімічного складу крові коропа (*Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758) в онтогенезі в групі експерименту, можна відмітити, що метаболічна активність в організмі риб з експериментальної групи була вищою,

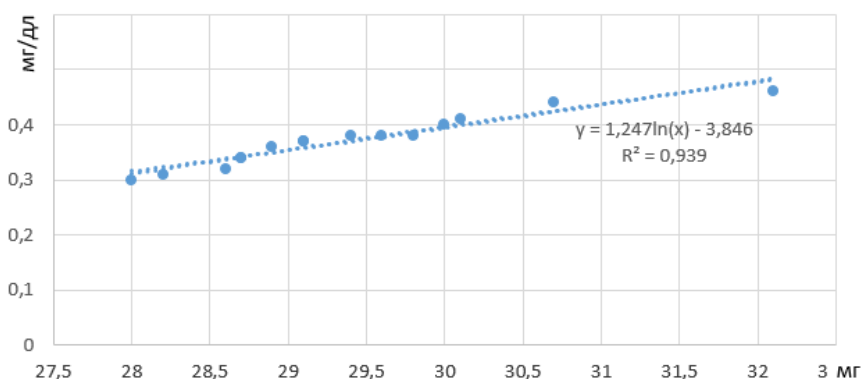


Рис. 1. Коефіцієнт апроксимації та логарифмічний зв'язок середньої маси тіла (мг) та вмісту креатиніну (мг/дл) у м'язовій тканині коропа (*Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758) за умов використання способу підгодівлі у басейновій системі РАС

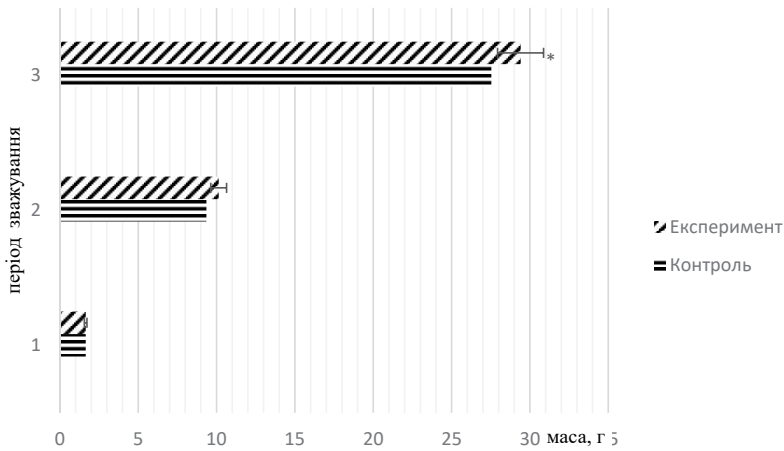


Рис. 2. Аналіз швидкості розвитку в онтогенезі коропа (*Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758) перед зарибленням, $x \pm SE$, $n=40$

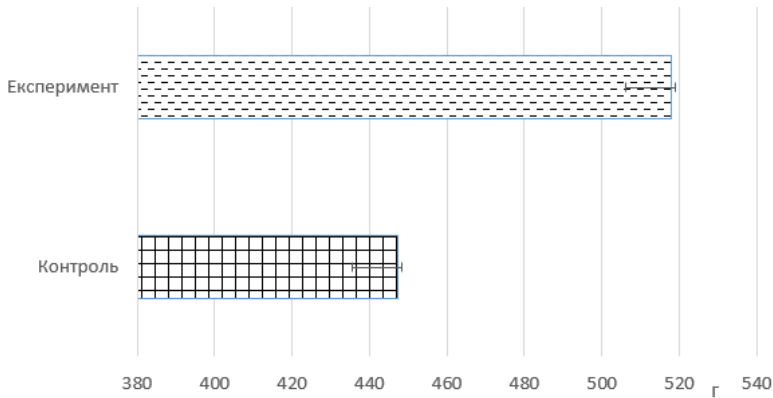


Рис. 3. Аналіз швидкості розвитку коропа (*Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758) після зариблення, $x \pm SE$, $n=40$

ніж у коропа в контрольній групі. Загальна кількість еритроцитів вірогідно перевищувала значення в контролі на 7,8 % ($P < 0.05$). Відповідно вищі значення були зафіксовані і за концентрацією гемоглобіну ($P < 0.05$ %). Мікрокорпускулярні індекси еритроцитів мали кореляційний зв'язок з морфофункціональними: індекси MCV (середнього об'єму еритроцитів), MCH (середнього вмісту гемоглобіну в еритроциті), а також MCHC (середньої концентрації гемоглобіну в еритроцитарній масі). Фізіолого-біохімічно є обґрунтованим, що у печінці риб за рахунок глікогенолізу починаються процеси продукції глюкози в результаті розщеплення вже накопиченого глікогену. Головними споживачами глюкози в організмі є формені елементи – еритроцити, мозковий шар нирок, жирова тканина, а також скелетні м'язи

гідробіонтів. Концентрації глюкози в крові коропа з експериментальної групи за фактичним значенням перевищувала значення в контрольній групі на 4,8 %. Цілком зрозуміло, що глюкоза є своєрідним депо у печінці риб та м'язовій тканині у формі глікогену. Тому аналіз вказаних параметрів є важливим та надає уявлення не лише про перебіг метаболічних процесів в організмі коропа.

Аналіз швидкості розвитку коропа (*Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758) за умов використання способу підрощення продемонстрував вищі значення середньої маси тіла, середньодобового приросту та відсотка збереженості (виходу), ніж в контрольній групі. На фоні окресленої позитивної динаміки коефіцієнт вгодованості перевищував значення в контролі на 2,3 %.

Після здійснення зариблення молоддю коропа (*Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758) ставив впродовж вегетаційного періоду здійснювали моніторинг за розвитком риб як з контрольної, так і експериментальної групи. Крім того, результати відбору м'язової частини для біохімічного аналізу продемонстрували вищі значення експериментальної групи. Доповнюють отримані результати і гістологічні зразки, представлені в даній роботі (рисунок 4). За умов використання кормового чинника сумарна кількість стромального компоненту м'язової тканини коропа онтогенезі коропа (*Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758) може значно варіювати та безумовно, залежить від видоспецифічності. Втім, наприкінці корегує процесами рівень метаболічних реакцій в організмі. При підрощенні коропа використання додатково підготовлї сприяє трансформаціям морфологічної картини гепатоцитів.

Жирова клітина (зрілі адипоцити) оточена найтоншим, ледь помітним шаром сполучної тканини з вузьким прошарком, що утворюється у м'язовій тканині. Сумарна кількість стромального компонента в м'язовій тканині коропа (*Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758) становила у середньому від 10 до 15 %.

Отже, базуючись на отриманих результатах комплексної науково-дослідної роботи, відмітимо, що додаткова підгодівля *Cyprinus carpio* (Linnaeus, 1758) перед зарибленням у басейнових системах РАС природними компонентами сприяла активації метаболічних процесів в їх організмі в порівнянні з рибою контрольної групи.

Висновки та пропозиції. Фізіологічно є обґрунтовано, що нейрогуморальна регуляція фізіолого-біохімічних процесів реалізується за допомогою складних різнорівневих механізмів, учасниками таких процесів є різні ферменти, гормони, які виступають інгібіторами або активаторами певного процесу. Природні компоненти кормової суміші, які додатково вводили до загального раціону коропа відігравали роль джерела енергії та активації ресурсного потенціалу в організмі риби. Тим самим вбудовуючись в ланки процесів різних обмінів активізували, поліпшували параме-

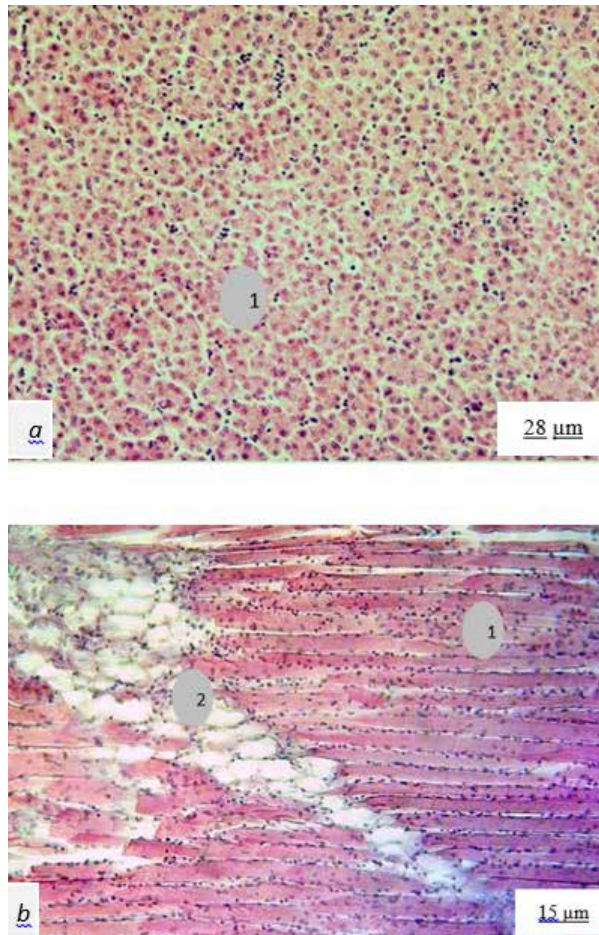


Рис. 4. Структура маргінальної зони паренхіми печінки коропа (*Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758) експериментальної групи (а): 1а – глікогеновмісні гепатоцити; жировий прошарок у червоній м'язовій тканині спинної частини тулуба коропа (б): поздовжній зріз: 1б – м'язове волокно; 2б – ендомізій з жировою тканиною. Коригуючий фільтр «ЖЗМ 2,5Х», Х90. Гематоксилін Бьомера, фукселін Харта (у модифікації)

три розвитку в онтогенезі. Короп (*Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758), який був в експериментальній групі та додатково отримував кормову суміш, був більш активним, мав кращий екстер'єрний профіль та параметри швидкості розвитку в онтогенезі, ніж риба в контрольній групі. Безумовно на фоні позитивної динаміки доцільним буде взяти за мету на майбутнє здійснити економічну оцінку ефективності, базуючись на отриманих результатах та вихідних даних.

PHYSIOLOGICAL AND BIOCHEMICAL PARAMETERS OF THE FISH ORGANISM UNDER CONDITIONS OF IMPROVED GROWTH IN RECIRCULATION SYSTEMS UNDER THE INFLUENCE OF SOUTHERN UKRAINE

*Honcharova O.V. – Candidate of Agricultural Sciences, Associate Professor,
Kherson State Agrarian and Economic University,
anelsatori@gmail.com*

A comprehensive study of the general functional status of the fish organism under conditions of growth in recirculation modular system (RAS) tanks was carried out. The technological aspects in the hydrobiont breeding scheme with the production vector of aquaculture products, as close as possible to the “organic” model, were analyzed. The use of natural stimulators of metabolic processes and adaptive-compensatory mechanisms in order to increase the level of resistance of the organism of hydrobionts has been scientifically and experimentally substantiated. A comprehensive assessment of the effectiveness of the introduction of European innovative elements into Ukrainian aquaculture was carried out. The rationality of the improvement and “technical reboot of the fishing industry” in the context of the formation of a strategic plan for the development of the industry in accordance with the requirements and needs of consumers, the modern labor market and the resource potential of the industry as a whole is considered and presented for discussion.

The results of the obtained studies reflect and make it possible to assess the development potential of the industry as a whole under the conditions of the proposed technological elements of optimizing the production of aquaculture products. An information array is presented on the current state and trends in the development of technologies in aquaculture with a review of innovative solutions and modernization of certain technological links in aquaculture in the cultivation of hydrobionts. Trends in the development of organic (“environmentally safe”) aquaculture products are taken into account, as well as the issue of compliance with European standards regarding “bien-être”, “animal welfare”. A comprehensive analysis of the study of the influence of natural components on the functional status of the organism of hydrobionts was carried out, with an emphasis on the positive effect on the course of physiological-biochemical, morpho-functional processes.

Keywords: recirculating aquaculture system (RAS), hydrobionts, metabolic stimulators, technological factor, physiological, biochemical and histological parameters.

ЛІТЕРАТУРА

1. Гончарова О. В. Аспекти нейрогуморальної регуляції функціональної активності організму риб за умов впливу абіотичних та біотичних чинників (огляд). *Рибогосподарська наука України*. 2023. Вип. 2, № 64. С. 83–108.
2. Averchev O. V., Bidnyna I. O., Bondar O. I. & Boyarkina L. V. etc. Ecohydrological investigation of plain river section in the area of small hydroelectric power station influence. Collective monograph: Current state,

- challenges and prospects for research in natural sciences. Lviv-Toruń: Liha-Pres. 2019. P. 135–154.
3. Дюдяєва О. А., Бех В. В. Харчова безпека вітчизняної продукції аквакультури як гарантована передумова виходу на зовнішні ринки. *Водні біоресурси та аквакультура*. 2020. Вип. 1. С. 44–60.
 4. Желтов Ю. О., Олексієнко О. О., Грех В. І. Використання деяких нетрадиційних кормів в годівлі різновікових груп коропа. *Рибогосподарська наука України*. 2016. Вип. 1. С. 102–105.
 5. Шерман І. М., Гончарова О. В. Еколого-фізіологічні основи акліматизації гідробіонтів: підручник: Олді+. Херсон. 2022. 130 с.
 6. Бех В. В., Марценюк В. П., Тушницька Н. Й. Перспективи використання білкових компонентів нетрадиційного походження в комбікормах для аквакультури (огляд). *Рибогосподарська наука України*. 2000. Вип. 2 № 52. С. 53–64.
 7. Mahmoud Alagawany, Ayman E., Taha Ahmed, Noreldin Khaled, A. El-Tarabily, Mohamed, E. Abd El-Hack. Nutritional applications of species of Spirulina and Chlorella in farmed fish: A review. *Aquaculture*, 2021. Vol. 542. P. 736841.
 8. Гриневич Н. Є. Вміст нітрифікуючих мікроорганізмів у воді реактора біофільтра установки замкнутого водопостачання за використання різних типів наповнювача. *Науковий вісник Львівського національного університету ветеринарної медицини та біотехнологій імені С. З. Гжицького*. 2017. Т. 19, № 82. С. 184–187.
 9. Honcharova O. V., Paraniak R. P., Hutyi B. V. Functional state of the body of freshwater fish under the influence of abiotic factors. *Scientific Bulletin of S. Z. Gzhitsky Lviv National University of Veterinary Medicine and Biotechnology: Series: Agricultural Sciences*, 2019. Vol. 21 № 90. С. 82–89.
 10. Дехтярьов П. А., Євтушенко М. Ю., Шерман І. М. Фізіологія риб: підручник, Київ: Аграрна освіта. 2014. 315 с.
 11. Aquaculture-pour-tous. веб-сайт. URL: <https://fr.asc-aqua.org/laquaculture-pour-tous/pourquoi-avons-nous-besoin-dune-aquaculture-responsable/comment-protoger-la-sante-animale/> (дата звернення 10.04.2024).
 12. Bilan M. V., Lieshchova M. A., Brygadyrenko V. V. Impacts on gut microbiota of rats with high-fat diet supplemented by herbs of *Melissa officinalis*, *Lavandula angustifolia* and *Salvia officinalis*. *Regulatory Mechanisms in Biosystems*, 2023. Vol. 14 № 2. P. 155–160.
 13. Usman U., Diyaware M. Y., Hassan M. Z., Shettima H. M. Effects of Roselle (*Hibiscus sabdariffa*) Seeds as a Substitute for Soya Bean on Growth and Nutrient Utilization of *Clarias gariepinus* (Burchell, 1822). *Aquaculture Studies*, 2023. Vol. 23, P. AQUAST1298.

14. Honcharova O., Bekh V., Glamuzina B. Physiological and biochemical aspects of the carp organism in conditions of increasing their viability when stocking water bodies. *Animal Science and Food Technology*, 2023. Vol. 14, № 2, P. 28–43.
15. Zazharskyi V. V., Davydenko P. O., Kulishenko O. M., Borovik I. V., Brygadyrenko V. V. Antimicrobial activity of 50 plant extracts. *Biosystems Diversity*, 2019b. Vol. 27, № 2, P. 163–169.
16. Kouba A., Lunda R., Hlaváč D., Kuklina I., Hamackova J., Randak T., Kozák P., Koubová A., Buřič M. Vermicomposting of sludge from recirculating aquaculture system using *Eisenia andrei*: Technological feasibility and quality assessment of end-products. *Journal of Cleaner Production*. 2018. Vol. 177. PP. 665–673.
17. Guerriero G., Garcia G. Stress biomarkers and reproduction in fish. *Fish environment*. 2018. Vol. 2. PP. 665–692.
18. Pratiwy F. M., Pratiwi D. Y. The potentiality of microalgae as a source of DHA and EPA for aquaculture feed: A review. *International Journal of Fisheries and Aquatic Studies*, 2020. Vol. 8. № 4. PP. 39–41.
19. Ringo E., Olsen R. E., Gifstad T. Ø., Dalmo R. A., Amlund H., Hemre G.-I., Bakke A. M. Prebiotics in aquaculture: a review. *Aquaculture Nutrition*, 2010. Vol. 16. PP. 117–136.
20. Свтушенко М. Ю. Методологія та організація наукових досліджень: навчальний посібник. Центр навчальної літератури (ЦУЛ). Київ. 2020. 350 с.
21. Спосіб активації вирощування рибопосадкового матеріалу за інноваційно-екологічною технологією: пат. 151119 Україна: МПК 2022.01, A01K 61/00. № u2021 05456; заявл.27.09.2021; опубл. 08.06.2022, Бюл. № 23.

REFERENCES

1. Honcharova O. V. (2023). *Aspekty neurohumoralnoi rehuliacii funktsionalnoi aktyvnosti orhanizmu ryb za umov vplyvu abiotychnykh ta biotychnykh chynnykiv (ohliad)* [Aspects of neurohumoral regulation of the functional activity of the fish organism under the influence of abiotic and biotic factors (review)]. *Rybohospodarska nauka Ukrainy*. [Fisheries science of Ukraine]. Vol. 2(64), 83–108. [in Ukrainian].
2. Averchev O. V., Bidnyna I. O., Bondar O. I., Boyarkina L. V. etc. (2019). Current state, challenges and prospects for research in natural sciences Collective monograph. Chapter 7. Ecohydrological investigation of plain river section in the area of small hydroelectric power station influence Lviv-Toruń: Liha-Pres, 135–154.
3. Diudiaieva O. A., & Bekh V. V. (2020). *Kharchova bezpeka vitchyznianoï produktsii akvakultury yak harantovana peredumova vykhodu na zovnishni*

- rynky* [Food safety of domestic aquaculture products as a guaranteed prerequisite for entering foreign markets]. *Vodni bioresursy ta akvakultura*. [Aquatic bioresources and aquaculture]. Vol. 1, 44–60. [in Ukrainian].
4. Zheltov Yu. Yu, Oleksiyenko O. O., & Grex V. I. (2016). *Vy`kory`stannya deyaky`x netrady`cijny`x kormiv v godivli riznovikovy`x grup koropa* [The use of some non-traditional feeds when feeding groups of different ages]. *Rybohospodarska nauka Ukrainy*. [Fisheries science of Ukraine]. Vol. 1, 102–105. [in Ukrainian].
 5. Sherman I. M., Honcharova O. V. (2022). Ecological and physiological bases of acclimatization of hydrobionts: textbook: Oldi+. Kherson. [in Ukrainian]
 6. Bekh V., Martseniuk V., & Tushnytska N. (2000). *Perspektyvy vykorystannia bilkovykh komponentiv netradytsiinoho pokhodzhennia v kombikormakh dlia akvakultury (Ohliad)* [Outlook of using protein components of non-traditional origin in aquaculture feeds (Review)]. *Rybohospodarska nauka Ukrainy*. [Fisheries science of Ukraine]. Vol. 2(52), 53–64. [in Ukrainian].
 7. Mahmoud Alagawany, Ayman E. Taha Ahmed, Noreldin Khaled, A. El-Tarabily, Mohamed E., Abd El-Hack (2021). Nutritional applications of species of Spirulina and Chlorella in farmed fish: A review. *Aquaculture*, Vol. 542, 736841.
 8. Grynevych N. E. (2017). *Vmist nitryfikuyuchykh mikroorhanizmiv u vodi reaktora biofil'tra ustanovky zamknutoho vodopostachannya za vykorystannya riznykh typiv napovnyuvacha* [The content of nitrifying microorganisms in the water of the reactor biofilter installation of closed water supply for the use of different types of filler]. *Scientific herald of the Lviv National University of Veterinary Medicine and Biotechnology named after S.Z.Gzhytsky Lviv*, Vol. 19(82), 184–187. [in Ukrainian].
 9. Honcharova O. V., Paraniak R. P., & Hutyi B. V. (2019). Functional state of the body of freshwater fish under the influence of abiotic factors. *Scientific Bulletin of S. Z. Gzhitsky Lviv National University of Veterinary Medicine and Biotechnology: Series: Agricultural Sciences*, Vol. 21(90), 82–89.
 10. Dekhtiarov P. A., Yevtushenko M. Yu., Sherman I. M. (2014). *Fiziolohiia ryb* [Physiology of fish]. Pidruchnyk. [Textbook]. Kyiv: Ahrarna osvita. [in Ukrainian].
 11. Aquaculture-pour-tous URL: <https://fr.asc-aqua.org/laquaculture-pour-tous/pourquoi-avons-nous-besoin-dune-aquaculture-responsable/comment-proteger-la-sante-animale/>
 12. Bilan M. V., Lieshchova M. A., & Brygadyrenko V. V. (2023). Impacts on gut microbiota of rats with high-fat diet supplemented by herbs of *Melissa officinalis*, *Lavandula angustifolia* and *Salvia officinalis*. *Regulatory Mechanisms in Biosystem*, Vol. 14(2), 155–160.

13. Usman U., Diyaware M. Y., Hassan M. Z., & Shettima H. M. (2023). Effects of Roselle (*Hibiscus sabdariffa*) Seeds as a Substitute for Soya Bean on Growth and Nutrient Utilization of *Clarias gariepinus* (Burchell, 1822). *Aquaculture Studies*, 23, AQUAST1298.
14. Honcharova O., Bekh V. & Glamuzina B. (2023). Physiological and biochemical aspects of the carp organism in conditions of increasing their viability when stocking water bodies. *Animal Science and Food Technology*, Vol. 14(2), 28–43.
15. Zazharskyi V. V., Davydenko P. O., Kulishenko O. M., Borovik I. V., & Brygadyrenko V. V. (2019b). Antimicrobial activity of 50 plant extracts. *Biosystems Diversity*, Vol. 27(2), 163–169.
16. Kouba A., Lunda R., Hlaváč D., Kuklina I., Hamackova J., Randak T., Kozák P., Koubová A., Buřič M. (2018). Vermicomposting of sludge from recirculating aquaculture system using *Eisenia andrei*: Technological feasibility and quality assessment of end-products. *Journal of Cleaner Production*, Vol. 177, 665–673.
17. Guerriero G., & Garcia G. (2018). Stress biomarkers and reproduction in fish *Fish environ*, Vol. 2, 665–692.
18. Pratiwy F. M., & Pratiwi D. Y. (2020). The potentiality of microalgae as a source of DHA and EPA for aquaculture feed: A review. *International Journal of Fisheries and Aquatic Studies*, Vol. 8(4), 39–41.
19. Ringo E., Olsen R. E., Gifstad T. Ø., Dalmo R. A., Amlund H., Hemre G.-I. & Bakke A. M. (2010). Prebiotics in aquaculture: a review. *Aquaculture Nutrition*, Vol. 16, 117–136.
20. Yevtushenko M. Yu. (2020). *Metodolohiia ta orhanizatsiia naukovykh doslidzhen. Navchalnyi posibnyk* [Methodology and organization of scientific research]. Tsentr navchalnoi literatury (TsUL). [Center for Scientific Literature]. Kyiv. [in Ukrainian].
21. *Sposib aktyvatsii vyroshchuvannia ryboposadkovoho materialu za innovatsiino-ekolohichnoiu tekhnolohiieiu* [The method of activating the cultivation of fish planting material using innovative ecological technology]: pat. 151119 Ukraine: MPK 2022.01, A01K 61/00. № u2021 05456; zaiavl.27.09.2021; opubl. 08.06.2022, Biul. № 23. [in Ukrainian].

УДК 639.3:727:(597.2/.7:069.029)

DOI <https://doi.org/10.32782/wba.2024.1.2>

МОДЕЛЮВАННЯ ТЕХНОЛОГІЧНИХ ПРОЦЕСІВ В АКВАКУЛЬТУРІ ЗА ВИКОРИСТАННЯ СИСТЕМ АВТОМАТИЗОВАНОГО ПРОЕКТУВАННЯ І РОЗРАХУНКУ

¹Гриневич Н.Є. – д. вет. н.,

¹Хом'як О.А. – к.с.-г. н.,

¹Слюсаренко А.О. – к. вет. н.,

¹Жарчинська В.С. – асистент,

²Пукало П.Я. – к. вет. н.,

³Курилас Л.В. – с.н.с.,

¹Білоцерківський національний аграрний університет,

²Львівський національний університет ветеринарної медицини
та біотехнологій імені С.З. Гжицького,

³Державний науково-дослідний контрольний інститут ветеринарних препаратів
та кормових добавок,
zharchynskavs@ukr.net

Аквакультура – сільськогосподарська діяльність, яка зазнає значного розвитку завдяки використанню передових технологій у вирощуванні риби, молюсків та ракоподібних. Аналітичний огляд спрямований на використання програмних продуктів AutoCAD та SolidWorks для моделювання індустріальних рибницьких господарств. AutoCAD – це потужний інструмент для створення 2D- та 3D-моделей, який забезпечує точність та швидкість проектування. SolidWorks дозволяє працювати з багатьма типами моделей і забезпечує широкі можливості для роботи зі складними формами. Використання програмних пакетів AutoCAD та SolidWorks дозволяє створювати віртуальні моделі аквакультурних об'єктів, враховуючи їх геометрію, структуру та внутрішній розподіл. Застосування програмного забезпечення під час моделювання RAS-систем, дозволяє ефективно проектувати і візуалізувати основні складові установок замкнутого водопостачання: блок моніторингу контролю та сигналізації, модулі басейнів, водоподачу, механічну та біологічну фільтрацію, оксигенацію, УФ-стерилізацію, інші інженерні рішення враховуючи економічні показники роботи обладнання.

Завдяки можливостям AutoCAD та SolidWorks, фахівцям з водних біоресурсів та аквакультури можна враховувати географічні особливості, кліматичні умови, рельєф місцевості, а також розміщення інфраструктури для оптимізації виробничих процесів та забезпечення екологічної безпеки.

Дослідження включає аналіз функціоналу програмних пакетів для створення деталізованих моделей господарств аквакультури з урахуванням факторів, які впливають на продуктивність та стійкість систем. Використання цих програм дозволяє автоматизувати процеси проектування, сприяє зниженню витрат часу та ресурсів на розробку проєктів, а також підвищує точність та якість результатів моделювання.

Отже, використання програмного забезпечення AutoCAD та SolidWorks у моделюванні рециркуляційних аквакультурних систем є важливим інструментом для забезпечення ефективного та інноваційного розвитку аквакультурної діяльності, сприяючи покращенню управління ресурсами та збільшенню виробничої потужності.

Ключові слова: моделювання, аквакультура, автоматизоване проектування, технологічний процес, інженерне рішення, програмне забезпечення.

Постановка проблеми. Використання систем автоматизованого проектування (САПР), таких як AutoCAD і SolidWorks, у галузі рибництва та індустріальної аквакультури розглядається як: проектування інфраструктури господарств; моделювання окремих гідротехнічних інженерних споруд та обладнання. Системи сприяють визначенню оптимальних розмірів та конфігурації для раціонального використання площі та простору. Також за допомогою САПР можна створювати плани мереж, включаючи системи водопостачання, водовідведення, очищення води, що допомагає забезпечити ефективну роботу всієї рециркуляційної аквасистеми.

В цілому, використання САПР може покращити ефективність та контроль у сфері аквакультури, сприяючи збільшенню виробництва та зниженню ризиків на етапах проектування та моделювання.

Мета роботи полягає в аналізі використання прикладного програмного забезпечення AutoCAD і SolidWorks для проектування та моделювання технологічних процесів рибницьких господарств індустріального типу.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. У постійному процесі розвитку технологій відтворення та вирощування гідробіонтів виникають питання актуальності використання найбільш ефективних систем автоматизованого проектування для інженерних рішень галузі аквакультури [6, 9]. Оптимізація процесів технологічної карти аквакультури в умовах екологічної трансформації націлена на врахування адаптаційних можливостей самого організму гідробіонтів, їх адаптацію під нові або удосконалені технології на підприємстві [5, 8].

Важливим є впровадження інтегрованих інформаційних технологій на всіх етапах створення та експлуатації господарства [2]. Найбільш прогресивною та перспективною умовою удосконалення процесу проектування є створення і впровадження в практику систем автоматизованого проектування і розрахунку. САПР – логічно пов'язана сукупність програм, що дозволяє отримувати на етапі ескізного проектування елементів господарства їх облік, структуру, параметри. САПР забезпечують не тільки виконання креслярської документації, але і дають можливість автоматизації проектно-конструкторських і технологічних робіт, використання бібліотек типових елементів, бібліотек матеріалів, технологічного оснащення і т. д. [1].

Компоненти САПР включають в себе наступні види забезпечення: математичне, лінгвістичне, технічне, інформаційне, програмне, методичне, організаційне [7]. Стандарт ЄСКД відносно конструкторської документації (КД) і стандарт ЄСПД відносно програмної документації (ПД) для технічних комплексів і систем незалежно від їхнього призначення й області застосування регламентує 5 стадій розробки [11]: технічне завдання, ескізний проект, технічний проект, робочий проект, впровадження.

Під час планування аквакультурних комплексів «під ключ» використовують системи автоматизованого проектування AutoCAD та SolidWorks.

Програмний комплекс AutoCAD – найвідоміша система комп'ютерної інженерної графіки, потужний пакет для автоматизації розробки, виконання проектно-конструкторських рішень. Розроблений компанією «Autodesk» (США) та належить до класу CAD програм (Computer Aided Design), призначених в основному для розробки конструктивної документації: креслень, схем, моделей об'єктів. Перша версія програми була випущена у грудні 1982 р. Назва програми AutoCAD утворена від Automated Computer Aided Drafting and Design [3, 4].

Програма широко використовується у будівництві, архітектурі, машинобудуванні та проектуванні аквакультурних систем.

Автори [10, 13] виділяють основні можливості системи автоматизованого проектування AutoCAD:

- оформлювати креслення та здійснювати 2D-моделювання, 3D-моделювання;
- на основі об'ємної моделі автоматично отримувати плоскі зображення її проекцій;
- колективна робота над проектом за допомогою локальних комп'ютерних мереж та Internet;
- обмін даними між проектами;
- за допомогою вбудованої в систему AutoCAD мови програмування AutoLISP розробка будь-яких додатків для розв'язання конкретних проектних задач.

Існують різні версії AutoCAD, орієнтовані на автоматизацію проектування в різних галузях, зокрема: AutoCAD MEP, AutoCAD Electrical, AutoCAD Map 3D, AutoCAD Civil 3D, AutoCAD Architecture, AutoCAD LT, AutoCAD Mechanical.

Автори [2, 3] під час дослідження основних особливостей інтерфейсу AutoCAD визначили: паралельну обробку декількох процесів середовища проектування одночасно, AutoCAD Design Center (додавання компонентів з різних проектів у поточний проект), автоматичне нанесення розмірів для вибраного об'єкту, за зміною геометрії об'єкту після його редагування

автоматично змінюються і його розміри, прив'язка/автовідстежування – проектування і редагування без необхідності виконувати допоміжні геометричні побудови, динамічне завантаження окремих частин проекту і зовнішніх посилань в процесі роботи, зміна масштабу моделей в реальному часі, активні робочі площини у видових екранах, менеджер властивостей об'єктів, створення додатків на мові AutoLISP, розширені можливості для виведення проектів на друк, можливість автоматичного генерування Web-сторінок у форматі HTML.

Отже, використання програмного забезпечення AutoCAD дозволяє моделювати основні елементи рециркуляційних аквакультурних систем з впровадженням у процес відтворення та вирощування гідробіонтів.

SolidWorks – програмний комплекс САПР, що використовується для автоматизації конструкторської та технологічної підготовки індустріальних рибницьких господарств. Забезпечує проектування виробів будь-якого ступеня складності та призначення. Представлений до використання компанією-розробником «Dassault Systemes SE» (Франція) у 1995 році [12, 15]. Система SolidWorks стала першою САПР, що підтримує твердотільне моделювання для операційного середовища Microsoft Windows, надаючи користувачу максимальну ефективність і зручність у використанні [2].

Програмний комплекс включає базові конфігурації SolidWorks Standard, SolidWorks Professional, SolidWorks Premium, а також різні прикладні модулі: SolidWorks Enterprise PDM, SolidWorks Simulation Professional, SolidWorks Simulation Premium, SolidWorks Flow Simulation, SolidWorks Composer, SolidWorks Inspection, SolidWorks Plastics [10].

Основу програмного продукту складає: конструкторська та технологічна підготовка, управління даними і процесами. Застосування SolidWorks відкриває широкі можливості для інтенсифікації процесу розробки електронних креслень і моделей, забезпечує високу якість під час виконання, підтримує формати розширення DWG, STEP, DXF, SLDPRТ, ACIS, DXF, здійснює експорт-імпорт даних із різними CAD/CAM/CAE системами [12].

За даними [3, 7], до переваг програмного продукту SolidWorks належить: створення 3D-моделей різних об'єктів; редагування та зміна існуючих моделей; проектування технічного креслення; створення ескізів та примітивів; моделювання технологічних процесів; передача геометрії виробів у розрахункові пакети; утиліти обміну з AutoCAD; візуалізація моделі та реалістичне зображення; наявність документації та специфікації, екологічна експертиза проекту: технології SustainabilityXpress.

З метою проектування рибницьких господарств індустріального типу в цілому використовують дві основні версії – SolidWorks Standard та SolidWorks Professional [14].

SolidWorks Standard – програмний комплекс, який забезпечує гібридне параметричне моделювання: твердотільне моделювання, моделювання поверхонь, каркасне моделювання та їх комбінації без обмеження ступеня складності. За допомогою технології Instant3D відбувається пряме редагування геометрії виробу. Використовують для складання планів та схем рибницьких господарств де є необхідність розробляти і випускати креслярську, текстову документацію, специфікації [12].

Експертними системами *SolidWorks Standard* є [2, 3]: *SketchXpert* (аналіз конфліктів в ескізах, пошук оптимального рішення); *FeatureXpert*, *FilletXpert*, *DraftXpert* (оптимізація порядку побудови моделі); *DimXpert* (автоматизована проstanовка розмірів і допусків у 3D-моделі, кресленнях, можливість роботи з імпортованою геометрією). Параметрична технологія дає змогу швидко отримувати моделі типових елементів на основі одного спроектованого прототипу. Численні сервісні функції програмного пакету мінімізують складність проектування та обслуговування рециркуляційних аквакультурних систем. Програма дозволяє створювати складні геометричні форми, додавати та змінювати розміри, застосовувати різні матеріали та тексти до моделі, а також редагувати їх у будь-який час у процесі роботи.

Трансляція даних програмного забезпечення *SolidWorks* відбувається нейтральними форматами (STEP AP203/AP214, Parasolid, ACIS, IGES, VDAFS, STL, VRML) та прямими трансляторами (Pro/ENGINEER, NX, Solid Edge, Inventor, CATIA Graphics).

SolidWorks Professional включає функціональні можливості *SolidWorks Standard*, а також [3]:

- бібліотеки виробів (*SolidWorks Toolbox*): за стандартами ISO, ANSI, BSI, DIN, JIS, CISC, PEM®, SKF®, Torrington®, Truarc®, Unistrut®. *Toolbox* різних версій *Solidworks* несумісний і під час встановлення *Solidworks* є можливість оновлення або встановлення нової версії *Toolbox*;

- інтерактивна документація;

- розпізнавання і параметризація імпортованої геометрії: технології *Feature Works*;

- автоматична перевірка і коригування моделей/креслень на відповідність стандартам підприємства: технології *Design Checker*;

- порівняння документів *SolidWorks*: деталі, збірки, креслення: технології *SolidWorks Utilities*;

- планування завдань (*Task Scheduler*): налаштування завдань для виконання за розкладом.

Основні відмінності *SolidWorks* від *AutoCAD* полягають у тому, що *AutoCAD* краще підходить для 2D-креслень і непараметричного проектування, тоді як *SolidWorks* найкраще підходить для 3D-проективання і параметричного проектування. *AutoCAD* більш гнучкий як для 2D, так і для

3D CAD, тоді як Solidworks краще підходить для спеціалізованого 3D-рендеринга [10].

Загалом, SolidWorks – це потужний інструмент для проектування та моделювання різних об'єктів. З його допомогою можна створювати складні тривимірні моделі, генерувати технічну документацію та проводити аналіз та оптимізацію створених об'єктів.

З огляду на загальні характеристики систем автоматизованого проектування варто порівняти основні функції під час роботи з вище описаним software product. Результати порівняння представлено в таблиці 1.

Таблиця 1. Порівняльна характеристика САПР AutoCAD та SolidWorks

Показник	Назва САПР	
	AutoCAD	SolidWorks
Бібліотеки	Відсутні	Наявні
Мова програмування	AutoLISP, Visual Basic, C++	C++
Специфікація	За допомогою опції «Автоматична специфікація»	Синхронізація з моделлю
3D-моделювання	Бібліотека твердих тіл	Створення твердотільних об'єктів
Параметризація	Наявна	Наявна
Створення розгорток поверхні	Не можна	Можна
Налаштування інтерфейсу	Можна	Можна
Логіка інтерфейсу	Логічний	Логічний
Формат креслення	DWF, DWG, DXF	STEP, IGES, ACIS
Імпорт даних з готових PDF-документів	Так	Так
Збереження креслення у форматі PDF	Так	Так
Синхронізація параметрів з Excel-таблицями	Так	Так
Доопрацювання макетів в альтернативних software	Ні	Так
Використання безкоштовних демо-версій	Так, впродовж 7 діб	Так, впродовж 7 діб
Доступні мови:	Багатомовна	Багатомовна
Оновлення / вдосконалення	Постійно	Постійно
Інтерфейс	Логічний	Логічний
Конвертація тривимірного креслення в двовимірне (і навпаки)	Ні	Так
Підтримка безкоштовної пробної версії	Так, впродовж 30 діб	Так, впродовж 30 діб

Джерело: розроблено авторами

З даних таблиці 1 видно, що під час проектування аквакультурних систем доцільно використовувати САПР AutoCAD або SolidWorks. Вибір

програмного продукту залежить від майбутніх конструкторських рішень та потужності персональних комп'ютерів.

Висновки. Використання програмних продуктів AutoCAD та SolidWorks в аквакультурі виявляється дуже корисним та перспективним з позиції підвищення ефективності, точності та інноваційності. На підставі проведеного аналізу можна зробити кілька важливих висновків:

– використання AutoCAD та SolidWorks дозволяє автоматизувати процеси проектування аквакультурних комплексів, що зменшує час та витрати ресурсів на розробку проектів;

– програмні продукти надають широкі можливості для створення деталізованих 2D- та 3D-моделей, що дозволяє враховувати найменші деталі та параметри аквакультурних систем;

– використання програмного забезпечення дозволяє аналізувати різні варіанти розташування та конфігурації індустріальних рибницьких господарств для оптимізації їхнього функціонування та ефективності;

– моделювання з використанням AutoCAD та SolidWorks дозволяє враховувати екологічні ризики та вплив на природне середовище, що сприяє підвищенню стійкості та безпеки аквакультурних систем.

Отже, використання програмного забезпечення AutoCAD та SolidWorks є ключовим для подальшого розвитку та вдосконалення діяльності з відтворення та вирощування гідробіонтів, дозволяючи підвищити її ефективність, стійкість та сталість.

MODELLING OF TECHNOLOGICAL PROCESSES IN AQUACULTURE USING COMPUTER-AIDED DESIGN AND CALCULATION SYSTEMS

¹*Grynevych N.E. – Doctor of Veterinary Sciences,*

¹*Khomiak O.A. – Candidate of Agricultural Sciences,*

¹*Sliusarenko A.O. – Candidate of Veterinary Sciences,*

¹*Zharchynska V.S. – Assistant,*

²*Pukalo P.Ya. – Candidate of Veterinary Sciences,*

³*Kurylas L.V. – Senior Researcher,*

¹*Bila Tserkva National Agrarian University,*

²*Stepan Gzhytskyi National University of Veterinary Medicine
and Biotechnologies of Lviv,*

³*State Research and Control Institute of Veterinary Preparations and Feed Additives,
zharchynskavs@ukr.net*

Aquaculture is an agricultural activity that is undergoing significant development due to the use of advanced technologies in the cultivation of fish, shellfish and crustaceans. This analytical review focuses on the use of AutoCAD and SolidWorks

software for modelling industrial fish farms. AutoCAD is a powerful tool for creating 2D and 3D models that ensures accuracy and speed of design. SolidWorks allows you to work with many types of models and provides extensive capabilities for working with complex shapes. The use of AutoCAD and SolidWorks software packages allows you to create virtual models of aquaculture facilities, taking into account their geometry, structure and internal distribution. The use of software in the modelling of RAS systems allows to effectively design and visualize the main components of closed water supply systems: monitoring, control and alarm units, pool modules, water supply, mechanical and biological filtration, oxygenation, UV sterilization, and other engineering solutions, taking into account the economic performance of the equipment.

Thanks to the capabilities of AutoCAD and SolidWorks, aquatic bioresources and aquaculture specialists can take into account geographical features, climatic conditions, terrain, and infrastructure location to optimize production processes and ensure environmental safety.

The study includes an analysis of the functionality of software packages for creating detailed models of aquaculture farms, taking into account factors that affect the productivity and sustainability of the systems. The use of these software programs allows automating design processes, reduces time and resources spent on project development, and improves the accuracy and quality of modelling results.

Therefore, the use of AutoCAD and SolidWorks software in the modelling of recirculating aquaculture systems is an important tool for ensuring efficient and innovative development of aquaculture activities, contributing to improved resource management and increased production capacity.

Keywords: modelling, aquaculture, computer-aided design, technological process, engineering solution, software.

ЛІТЕРАТУРА

1. Бондар Л. П., Дрьомова Н. В., Гордєєва О. А. Впровадження у навчальний процес активних методів навчання. *Таврійський науковий вісник*. 2019. № 106. С. 242–247.
2. Бугаєв А. В., Занора В. О., Юринєць Р. В. Аналіз сучасних САПР і їх порівняльна характеристика. *Вісник Черкаського державного технологічного університету*. 2008. № 1. С. 96–99.
3. Гервас О. Г. САПР об'єктів середовища. Навчально-методичний посібник. Умань, 2018. 160 с.
4. Гніденко І. А., Воробйов І. Є. Аналіз сучасних продуктів 3D-моделювання, можливості їх застосування в навчальному процесі. *Проблеми інформатизації та управління*. 2016. Вип. 3(55). С. 25–28.
5. Гончарова О. В., Кутіщев П. С. Аспекти формування потенціалу та розвитку української аквакультури на фоні євроінтегрування інноваційних рішень. *Водні біоресурси та аквакультура*. 2023. Вип. 1(13). С. 73–82. URL: <https://doi.org/10.32851/wba.2023.1.6>
6. Гриневич Н. Є., Хом'як О. А., Слюсаренко А. О., Пукало П. Я., Світельський М. М., Старостенко І. С. Формування професійних компетентностей у здобувачів освітніх програм «Водні біоресурси та аквакультура».

- культура» в Білоцерківському національному аграрному університеті. *Таврійський науковий вісник*. 2023. № 133. С. 313–319. URL: <https://doi.org/10.32782/2226-0099.2023.133.42>
7. Іванеко Ю. В. Активні методи навчання як засіб актуалізації особистісного сенсу в пізнавальній діяльності студентів. *Науковий часопис НПУ імені М.П. Драгоманова*. 2012. Вип. 37. С. 93–96.
 8. Кутіщев П. С., Гончарова О. В. Інтегративність новітніх технологій у карту експериментальних досліджень в аквакультурі: матеріали II Міжнародної науково-практичної конференції «Сучасні проблеми раціонального використання водних біоресурсів». (27–29 жовтня, 2020 р.). м. Київ. С. 90–92.
 9. Кухарець С. М., Овдіюк В. М., Овдіюк О. М. Теорія та методологія аквакультурних систем і технологій. *Водні біоресурси та аквакультура*. 2022. Вип. 2(12). С. 138–149. URL: <https://doi.org/10.32851/wba.2022.2.9>
 10. Лазебний В. М. Моделювання механічних деталей за допомогою AutoCAD і Solidworks для друку на 3D-принтерах. *Вчені записки ТНУ імені В.І. Вернадського*. 2021. Том 32(71). № 3. С. 105–110. URL: <https://doi.org/10.32838/2663-5941/2021.3/17>
 11. Поліщук М. М., Ткач М. М. CAD-системи та мультимедіа: навчальний посібник. Київ, 2021. 112 с. (с. 33).
 12. Савінок О. М., Марінічева К. В., Єгоров В. Б., Тельпашов К. Б. Програма “Solidworks Professional” і деякі закономірності гідробіоніки для побудови моделей підводних апаратів. *Збірник наукових праць НУК*. 2020. № 4. С. 22–28. URL: [https://doi.org/10.15589/znp2020.4\(482\).3](https://doi.org/10.15589/znp2020.4(482).3)
 13. Ene A. G., Mihaï C. Computer aided design of an aquaculture equipment for the durable development of the marine ecosystem’s biodiversity. IOP Conference Series: Earth and Environmental Science. 2020. 432 012003. URL: <https://doi.org/10.1088/1755-1315/432/1/012003>
 14. Muralidhar M., Ashok Kumar J., Suvana S., Jayanthi M., Vishwajeet P., Syama Dayal J. Dynamic modelling of coastal aquaculture systems: A Review. *Aquatic Ecosystem Health & Management*. 2023. 26(3): 40–52. URL: <https://doi.org/10.14321/ahm.026.03.40>
 15. Saad A., Su B., Bjørnson F.O. A web-based platform for efficient and robust simulation of aquaculture systems using integrated intelligent agents. *Procedia Computer Science*. 2023. 225, 4560–4569. URL: <https://doi.org/10.1016/j.procs.2023.10.454>

REFERENCES

1. Bondar L. P., Dromova N. V., Hordieieva O. A. (2019). *Vprovadzhennia u navchalnyi protses aktyvnykh metodiv navchannia* [Implementation of

- active teaching methods in the educational process]. *Taurida Scientific Herald*, 106, 242–247. [in Ukrainian].
2. Buhaiev A. V., Zanora V. O., Yurynets R. V. (2008). *Analiz suchasnykh SAPR i yikh porivnialna kharakterystyka* [Analysis of modern CAD systems and their comparative characteristics]. *Bulletin of Cherkasy State Technological University*, 1, 96–99. [in Ukrainian].
 3. Hervas O. H. (2018). *SAPR obektiv seredovysshcha* [CAD of environmental objects]. Uman. [in Ukrainian].
 4. Hnidenko I. A., Vorobiov I. Ie. (2016). *Analiz suchasnykh produktiv 3D-modeliuvannia, mozhyvosti yikh zastosuvannia v navchalnomu protsesi* [Analysis of modern 3D modelling products, possibilities of their application in the educational process]. *Problems of Informatization and Management*, 3(55), 25–28. [in Ukrainian].
 5. Honcharova O. V., Kutishchev P. S. (2023). *Aspekty formuvannia potentsialu ta rozvytku ukrainskoi akvakultury na foni yevrointehruvannia innovatsiinykh rishen* [Aspects of formation of the potential and development of Ukrainian aquaculture under the conditions of European integration of innovative solutions]. *Water Bioresources and Aquaculture*, 1(13), 73–82. URL: <https://doi.org/10.32851/wba.2023.1.6> [in Ukrainian].
 6. Hrynevych N. Ie., Khomiak O. A., Sliusarenko A. O., Pukalo P. Ia., Svitel'skyi M. M., Starostenko I. S. (2023). *Formuvannia profesiinykh kompetentnostei u zdobuvachiv osvitnykh prohram "Vodni bioresursy ta akvakultura" v Bilotserkivskomu natsionalnomu ahrarnomu universyteti* [Formation of professional competences of students of the educational programs "Aquatic Bioresources and Aquaculture" at Bila Tserkva National Agrarian University]. *Taurida Scientific Herald*, 133, 313–319. URL: <https://doi.org/10.32782/2226-0099.2023.133.42> [in Ukrainian].
 7. Ivanecko Yu. V. (2012). *Aktyvni metody navchannia yak zasib aktualizatsii osobystisnoho sensu v piznavalnii diialnosti studentiv* [Active teaching methods as a means of actualising personal meaning in students' cognitive activity]. *Naukovi Chasopys Dragomanov Ukrainian State University*, 37, 93–96. [in Ukrainian].
 8. Kutishchev P. S., Honcharova O. V. (2020). *Intehratyvni novitnikh tekhnolohii u kartu eksperymentalnykh doslidzhen v akvakulturi* [The integrability of the latest technologies in the map of experimental research in aquaculture]. *Materialy II Mizhnarodnoi naukovo-praktychnoi konferentsii "Suchasni problemy ratsionalnoho vykorystannia vodnykh bioresursiv"*. (27-29 zhovtnia, 2020 r.). Kyiv. PP. 90–92. [in Ukrainian].
 9. Kukharets S. M., Ovdiuk V. M., Ovdiuk O. M. (2022). *Teoriia ta metodolohiia akvakulturnykh system i tekhnolohii* [Theory and methodology of aquaculture systems and technologies]. *Water Bioresources and Aqua-*

- culture*, 2(12), 138–149. URL: <https://doi.org/10.32851/wba.2022.2.9> [in Ukrainian].
10. Lazebnyi V. M. (2021). *Modeliuvannia mekhanichnykh detalei za dopomohoiu Autocad i Solidworks dlia druku na 3D-prynterakh* [Modelling mechanical parts using Autocad and Solidworks for printing on 3D printers]. *Scientific notes of Vernadsky TNU*, 32(71), 3, 105–110. URL: <https://doi.org/10.32838/2663-5941/2021.3/17> [in Ukrainian].
 11. Polishchuk M. M., Tkach M. M. (2021). *CAD-systemy ta multymedia: navchalnyi posibnyk* [CAD-systems and multimedia]. Kyiv. [in Ukrainian].
 12. Savinok O. M., Marinicheva K. V., Yehorov V. B., Telpashov K. B. (2020). *Prohrama "Solidworks Professional" i deiaki zakonomirnosti hidrobioniky dlia pobudovy modelei pidvodnykh aparativ* [Solidworks Professional software and some regularities of hydrobiology for building models of underwater vehicles]. *Collection of scientific works of NUK*, 4, 22–28. URL: [https://doi.org/10.15589/znp2020.4\(482\).3](https://doi.org/10.15589/znp2020.4(482).3) [in Ukrainian].
 13. Ene A. G., Mihai C. (2020). Computer aided design of an aquaculture equipment for the durable development of the marine ecosystem's biodiversity. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 432, 012003. URL: <https://doi.org/10.1088/1755-1315/432/1/012003>
 14. Muralidhar M., Ashok Kumar J., Suvana S., Jayanthi M., Vishwajeet P., Syama Dayal J. (2023). Dynamic modelling of coastal aquaculture systems: A Review. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 26(3), 40–52. URL: <https://doi.org/10.14321/ae hm.026.03.40>
 15. Saad A., Su B., Bjørnson F. O. (2023). A web-based platform for efficient and robust simulation of aquaculture systems using integrated intelligent agents. *Procedia Computer Science*, 225, 4560–4569. URL: <https://doi.org/10.1016/j.procs.2023.10.454>

UDC 639.4

DOI <https://doi.org/10.32782/wba.2024.1.3>

SITE SELECTION, DESIGN AND ECONOMIC CONSIDERATIONS FOR THE ESTABLISHMENT OF A BIVALVE MOLLUSK HATCHERY

Olifirenko V.V. – Candidate of Veterinary Sciences, Associate Professor,

Rutta O.V. – Assistant,

Kherson State Agrarian and Economic University

Choosing the right place to build a bivalve hatchery is the most important factor when deciding to start construction. A number of authors certainly paid attention to this factor when discussing and calculating before the construction of such enterprises.

Several factors may have contributed to inappropriate site location, including the absence of one or more components of vital infrastructure, such as land that should be available at a reasonable cost. Local availability of electricity of the required capacity, access to fresh water, skilled labor, and good communication.

Other wishes of an individual or a company building an enterprise must often be taken into account.

The most profitable is the construction of the hatchery on the site adjacent to the existing operation for the cultivation of bivalve molluscs. In such cases, the incubator becomes an additional element to the already existing operation.

Another important factor is that an individual or company may own or have rights to a particular location, and this happens to be the only location where a hatchery can conveniently be built. More often than not, it may not be possible to build a hatchery in an ideal location, but certain criteria must be met or the hatchery will most likely be doomed to failure.

Construction planning should begin with the definition of legal issues. It is necessary to determine whether government regulations allow the construction of a hatchery for bivalve molluscs on the required site. This can be done quickly by making inquiries to local, state, provincial or federal authorities. If regulations do not allow the construction of an incubator on the desired site, it is necessary to decide whether it is better to find another place where construction is allowed, or to try to change the existing state regulations to such that it will allow construction on the desired site.

It is likely that a number of permits and licenses will need to be obtained in order to ensure compliance with local building codes, as well as national and local environmental regulations. These procedures are carried out before any construction.

This can be a long, expensive and time-consuming process. A particularly difficult condition can be the assessment of the incubator's potential impact on the environment. It is this assessment that most often affects obtaining a permit to start the construction phase.

Keywords: bivalve hatchery, state regulations, seawater quality, hatchery design, larval culture, juvenile culture, economic considerations.

Introduction. Selecting the proper site for a bivalve hatchery is the most important consideration when deciding to build a hatchery, yet it is a factor that

has often been overlooked when some hatcheries were built. Several factors may have contributed to the inappropriate location of a facility including the lack of one or more of the components of the essential infrastructure, e.g. land availability at reasonable cost, the local availability of electricity and freshwater, a qualified labour force, or good communications. A further consideration has often been that an individual or company may have wished to build a hatchery at a site adjacent to an existing bivalve grow out operation. In such cases the hatchery became an add-on feature to an existing operation. Yet, another factor is that an individual or company may own or have rights to a particular location and it proves to be the only place where a hatchery could conveniently be built. While it is true that it may be impossible to build a hatchery at an ideal location, nevertheless certain criteria must be met or a hatchery will likely be doomed to failure.

The first consideration is to determine if government regulations permit construction of a bivalve hatchery at the desired site. This can be done quickly by making enquiries of local, state, provincial or federal authorities. If regulations do not permit construction of a hatchery at the desired site one must decide if it is preferable to find another location where construction is permitted, or attempt to change existing government regulations to allow construction at the desired site.

It is likely that a number of permits and licenses will be required to ensure compliance with local building codes and national and local environmental regulations before any construction is allowed. This can be a lengthy, costly and time consuming process and may require an assessment of the potential impact of the hatchery on the local environment before permission is either granted or not granted to begin the construction phase.

Seawater quality. Before committing to what is considered to be a suitable location for a hatchery it is of paramount importance to ensure that good quality seawater exists year-round at the prospective site. This point cannot be overemphasized. If a good seawater source is not available, it will be difficult, if not impossible, to develop an efficient and profitable hatchery operation. For this reason, every effort should be made to obtain as much information as possible about the quality of the seawater throughout the year at a potential site – or sites. Information is required not only for surface waters but also for the entire water column, since thermoclines may develop or upwelling may occur periodically. If previous oceanographic surveys have been undertaken in the area, copies of the data should be examined. If such surveys have not been undertaken, one should be prepared to undertake a detailed sampling of the waters at the proposed site for at least a year.

Environmental parameters of seawater that need to be examined will depend in part on geographic location and the intended species for culture. Bivalve larvae as well as juveniles and adults have strict physiological

requirements, such as water temperature, salinity and oxygen levels and these must be maintained in a hatchery operation. Water temperatures are higher in the tropics than in temperate regions and indigenous bivalves are well adapted to tolerate these conditions.

But in a hatchery situation temperature must not be allowed to drop too low or larval and juvenile survival and growth will be adversely affected. In temperate areas water temperatures must not be allowed to exceed upper or lower lethal levels to larvae and juveniles. Salinity can vary widely and tolerance to these fluctuations differs among bivalve species. Some require high oceanic levels of salinity while euryhaline (estuarine and brackish water) species exhibit much wider tolerance. Periods of heavy rainfall may not only cause periods of low salinity, but heavy associated runoff can increase quantities of silt and other materials which may lead to problems in a hatchery. Dense concentrations (blooms) of some marine algal and bacteria species may release toxic substances that may cause reductions in both the survival and growth of bivalve larvae or juveniles, or mass mortalities in extreme cases. As much data as possible on these parameters should be collected prior to deciding on the adequacy of a site for a bivalve hatchery. Remedial measures to improve inadequate quality seawater can be extremely costly and may adversely effect the profitability of a venture.

Locations possibly influenced by effluents discharged from industrial plants should be avoided. The lethal and sublethal effects of many industrial pollutants are not completely understood, nor are the additive effects they may exert when several industries are discharging a range of potentially toxic wastes in nearby waters. Effects of such effluents can be extremely damaging to bivalve larvae. For example, an anti-fouling ingredient added to marine paints, tributyltin (TBT), has been found to be highly lethal to bivalve larvae even at concentrations of a few parts per billion. Drawing a seawater supply from the vicinity of marinas and commercial docks needs to be avoided. If feasible it is advisable to undertake bioassay studies using bivalve embryos to help determine the quality of the water at the potential hatchery site. The presence of deleterious materials may be transitory or seasonal in nature, so sampling for bioassays should be carried out over a period of at least a year and be done preferably on a weekly basis.

Agricultural – forestry included – and domestic sources of pollution should also be avoided. It has recently been shown that runoff from some cultivated lands can carry concentrations of pesticides at levels deleterious to the growth and survival of bivalve larvae. Domestic pollution may not only contain pollutants that are toxic to bivalve larvae but the high organic content can cause depletion of oxygen levels and increased levels of bacteria that could also lead to reduced growth and mortalities of larvae.

Another consideration when deciding upon the location of a bivalve hatchery is whether “civilization” will soon encroach on the site. Urbanization with its ancillary problems is one of the main concerns in bivalve culture. If the site will soon be encompassed by urbanization, then every effort must be made to ensure that sources of potential pollution will be kept to a minimum. This will require working closely with planners and developers.

Siting the hatchery. The hatchery should be located close to the ocean so that the distance required to pump water is kept to a minimum. This negates the necessity of having to maintain great lengths of pipe. It should also be located as close to sea level as possible to avoid problems of pumping water any great vertical distance. If fluctuations in surface seawater temperature and salinity occur regularly, the intakes for the pipes will need to be located at depth (up to 20 m below the surface) to maintain more constant water temperature and salinity. Depending on the nature of the geological strata, it may be possible to drill wells close to the shore to access seawater aquifers. A water source of this nature will be at a more constant temperature year-round and will already be pre-filtered by percolation through the strata. It may, however, require oxygenating before use. It is always wise to consult with a suitably qualified engineer when making decisions on the best methodology and technology to procure the water supply.

Sufficient area needs to be available at the site to accommodate the hatchery and ancillary buildings and also to allow for any future expansion. The need for adequate surveillance should also be considered.

Other considerations that need to be kept in mind for a site include an adequate supply of electrical power, a source of freshwater and a skilled labour force to operate the hatchery. Good communications should exist so that required materials and supplies can be acquired quickly and larvae and seed can be quickly shipped to their various destinations. The proximity of institutions such as universities, government laboratories and libraries should also be considered since such resources can be of great assistance in operations and in helping towards solutions to problems that may arise.

It is a worthwhile preliminary to prepare a check list of parameters that must be met, or at least reviewed, when considering a site for a bivalve hatchery and work through the list to ensure the site meets as many of the requirements as possible.

Hatchery design considerations. There is no rigid design for a bivalve hatchery. The layout of hatcheries varies from site to site, with species produced, geographic location, funds available, the target production species and personal preferences (Figure 1). Some hatcheries are small and supply seed for their own bivalve on-growing culture operations. Others are large and may only produce seed for sale, or they may produce seed for their own operations and also an excess to sell to other growers. Hatcheries may or may

not include a nursery component and some may only produce mature larvae for shipment elsewhere while others may grow and supply seed varying in size from 1 to 12 mm shell length. Much depends upon the nature, requirements and the level of sophistication of the grow out operations that collectively make the customer base.

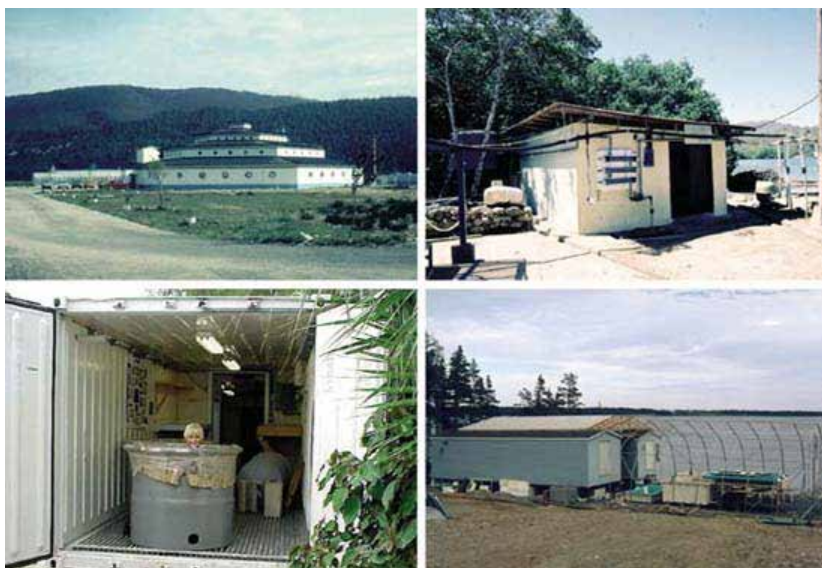


Fig. 1. A selection of photographs of hatcheries depicting the variability in size and sophistication of construction that exists around the world. Clockwise from top left: Tinamenor S.A. (Pesues, Spain), Turpiolito hatchery (Gulf of Cariaco, Venezuela), Bermuda Biological Station's scallop hatchery based on insulated cargo containers and the SMS oyster hatchery (Point Pleasant, Nova Scotia, Canada)

Many hatcheries were built with little advance planning or forethought for possible future development. A hatchery was built to produce a required quantity of seed and when the initial objective was achieved a decision was made to expand and add extra capacity. The resulting facility is often neither efficient nor worker friendly. Other hatcheries were built to produce seed of a single species but other species are produced now and the resulting hatchery is somewhat inefficient in its new role.

Considerable time will be saved and many frustrations avoided if a hatchery is carefully planned before construction begins. Several considerations must be remembered when designing a hatchery and two are of great importance. Firstly, the hatchery operation must be worker friendly and efficient to make the operation as profitable as possible, and secondly, the need for future expansion must be kept in mind.

There are two basic parts to a bivalve hatchery, the salt water system and the physical plant.

Seawater system. The need for a supply of high-quality seawater was previously discussed. It is important to ensure that the seawater source and system to pump and treat it is located conveniently close to the hatchery and optimum use made of it to keep capital and operating costs to a minimum.

The hatchery should be located as close to sea level as possible to avoid lifting water. Intakes for the seawater should be as short as possible and conveniently located so they can be serviced and maintained with minimum effort. Intakes for the salt water should be located at depth to avoid fluctuations in temperature and salinity and also to reduce the number of organisms and amount of detritus that will enter the system. In temperate areas, intakes should be located below any thermocline that occurs in summer to reduce temperature variability. In areas where periods of heavy rain occur, the intakes should be deep enough to avoid sudden fluctuations in salinity and heavy siltation that may occur with the rains. Intakes at depth avoid major plankton blooms, some of which may be harmful to bivalve larvae and also greatly diminishes the number of fouling organisms entering the system. Fouling organisms can settle in pipes and greatly reduce water flow into the hatchery. Many of the above sources of variability can be avoided by accessing seawater from drilled wells. This possibility should be investigated before any other solution is considered.

Size of pumps and the diameter of the pipes required will depend on the scale of the operation and the volumes of seawater required to meet all aspects of production. Pumps are available through commercial outlets and the type and size of pump required can be determined after discussions with dealers. It is important to ensure that surfaces that come into contact with the seawater are nontoxic. Most plastics, cast iron and certain grades of stainless steel are suitable. Pumps that contain mild steel or brass components should be avoided.

Seawater pumped directly from the ocean is first passed through sand filters that filter out most particulate material greater than 20-40 μm in size (Figure 2). A well-maintained sand filter will remove the major portion of detritus and organisms from the water that may interfere with bivalve larvae. It also eliminates many of the fouling organisms that could settle and grow in pipes in the hatchery. They not only can cause problems with water flow but when they die, they can produce anaerobic conditions that can be toxic to bivalve larvae. They may also harbour and eliminate bacteria that can be deleterious to larvae. Sand filters are commercially available and are the same or similar to those used to filter water in swimming pools. A series of two or more such filters are generally installed and they are regularly back-flushed to avoid clogging of the filter media. Other types of filters may be used depending on personal preference and cost considerations. Self-cleaning, rotating drum filters

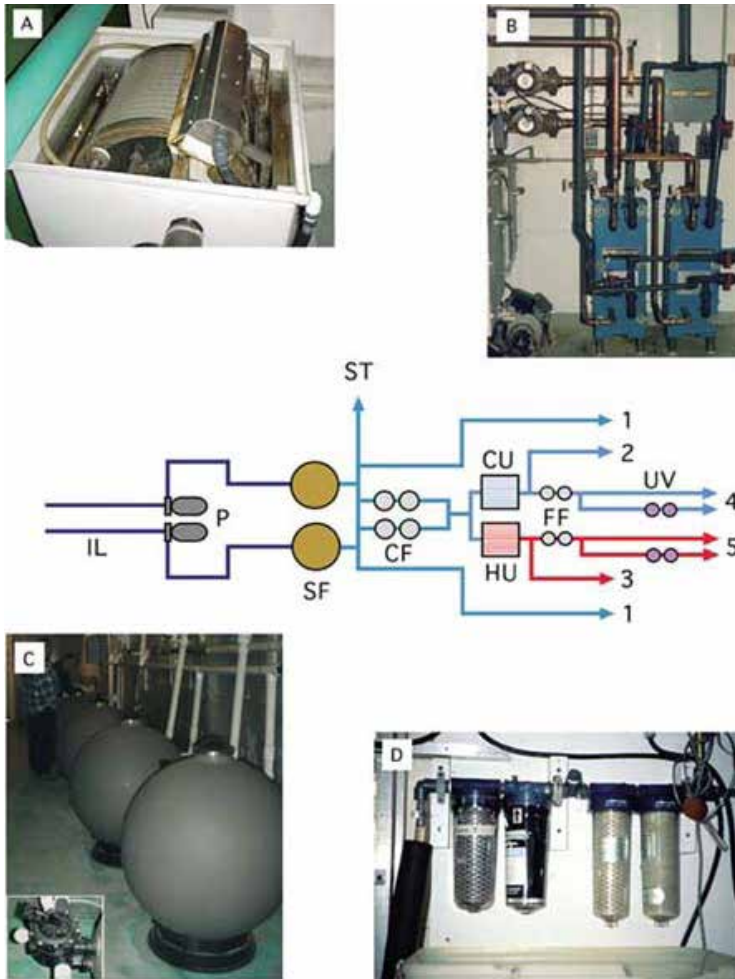


Fig. 2. A diagram of the various stages of seawater treatment for hatchery usage from the intake pipes (IL) to the points at which water is used in the different aspects of the operation (1 to 5). Key: P – seawater pumps; SF – sand filters (photograph C) or alternatively self-cleaning drum filters (photograph A); ST – to storage tanks (if required); CF – cartridge filters of 20 μm and 10 μm ; CU – seawater chilling unit (if required); HU – seawater heating unit (if required – photograph B); FF – final filtration (5 μm and 1 or 2 μm – photograph D); UV – ultraviolet light disinfecting units (if required)

offer an alternative to remove larger particulate material and large surface area cartridge or bag filters are available and are extremely effective in removing smaller sized particulates.

Another method to obtain seawater for a hatchery is to pump it from seawater wells. This has become the preferred method for hatcheries to obtain

their water supply in recent years. A well is dug or drilled close to the hatchery and is deep enough to provide a sufficient supply of seawater for the hatchery. Water from such wells is of high quality and generally has a constant temperature and salinity.

It has already been filtered through sedimentary or porous rock, contains little detritus and few, if any, fouling organisms. Water abstracted in this way requires little if any further filtration. Constructing seawater wells can be expensive initially but the high capital cost is offset by reduced operating costs.

A guide to typical usages (treatment levels vary from hatchery to hatchery):

1 – Unheated, sand-filtered water for broodstock and larger juveniles (if water requires to be heated, then 3).

2 – Chilled seawater filtered to 10 μm for spawning broodstock or for large-scale algal culture of hardy species. Chilled (or ambient temperature) seawater is often mixed with heated seawater to provide intermediate temperatures for a variety of purposes.

3 – Heated seawater filtered to 10 μm for conditioning and spawning broodstock and for growing larger spat. Some hatcheries have a separate heating system for either unfiltered or sand-filtered seawater for broodstock conditioning.

4 – Chilled water filtered to 1 μm and either UV-disinfected or not for algal culture.

5 – Heated water filtered to 1 μm and either UV-disinfected or not for larval culture.

After filtration, all or part of the seawater may be pumped to a storage tank that may be made of either concrete or fiberglass. Use of a storage tank may be a matter of preference and many hatcheries do not have them. They are useful when water can only be obtained at a particular time, e.g., at high tide. Sometimes this method is used in areas where electrical power is unreliable to ensure a supply of seawater is always available. Sufficient water is pumped into the storage tank so it can supply the hatchery until the tank can be refilled. The tank is located at height so that the effect of gravity maintains a sufficient water flow through the hatchery. In other hatcheries, the salt water system is a flow-through system and water is pumped continuously through the hatchery for use where it is needed and then is discharged to waste. Recently, many hatcheries have installed recirculating or partial recirculating systems to reduce operating costs. This is particularly true if seawater is in short supply or if it has been heated or chilled. Recirculated water may be passed over biologically activated filters to remove metabolic wastes of the animals and held before it is reused. If the water has been heated or chilled it may be passed through heat exchangers to partially heat or chill incoming water and thus reduce energy costs.

All piping must be non-toxic, usually PVC (polyvinylchloride) schedule 40 or 80, although ABS or polyethylene pipes and fittings are also sometimes

used as alternatives. The diameter of the pipes depends on water demand. In most hatcheries the main distribution lines within the hatchery are 50 mm diameter or less although the main intake pipes may be up to 15 cm diameter. The piping should be well supported and high enough off the ground so that it is out of the way but readily accessible for cleaning. Valves and outlets should be conveniently located. If the water is sufficiently filtered there should be little need to clean the lines frequently. Cleaning may be required periodically; hence, it is important to have clean-out ports or screw unions located conveniently so that the lines can be easily cleaned *in situ* or quickly dismantled for more thorough cleaning.

In most hatcheries in temperate areas there needs to be the capability to heat and sometimes to chill part of the seawater supply. There are commercial units available for this purpose and discussions and calculations on required capacity with dealers will ensure that an adequate supply at the required temperatures is available. Again, it is essential to ensure that surfaces of such units coming in contact with the seawater are non-toxic to bivalve larvae. Most commercially available heat exchange units utilize titanium as the heat transfer surface and this material is preferred by most hatcheries.

Hatchery managers may wish to sterilize (or more correctly, disinfect) all or part of the seawater before use, particularly if disease problems arise. Seawater can be sterilized with either UV (ultra-violet) light or ozone. Commercial units are available and simple calculations will determine the size of unit that is required. Commercial units are normally rated for their performance in sterilizing freshwater. In seawater situations where organic loadings and turbidity caused by colloidal materials are frequently higher than for freshwater, it is recommended that such units are used at half (or less) of the recommended flow rate for satisfactory performance. If UV-light sterilization is used, the water must be filtered to about 1 μm prior to sterilization since UV-light is readily absorbed by particles in the water reducing the efficiency of the unit. Filtration can easily be incorporated into a UV unit and many available units have both filters and the UV lamps combined.

Government regulations may exist in some areas that control the discharge of effluent from a hatchery. Before constructing a hatchery, government regulations controlling discharge of effluents should be reviewed and if they exist they must be followed. Large floor drains sunk into the floors of wet areas are essential and should be located conveniently throughout the hatchery. Periodically large volumes of water must be discharged, e.g. when emptying tanks, and the drains must be able to handle such discharges.

Some hatcheries may wish to breed exotic species or strains or races of a species that do not occur locally. Depending on government regulations, this may entail installation of a quarantine facility to ensure that pests, parasites and

diseases are not introduced with the exotic species or larvae accidentally escape into the natural environment. This will require a separate drainage system in the area of the hatchery designated for quarantine that empties into special holding tanks where the effluent can be sterilized with a strong hypochlorite solution. The sterilized water is then treated with thiosulphate to neutralize any residual chlorine before it is discharged back into the environment. Quarantine facilities may require a separate room to hold, condition and spawn adults. Drains from this room will also empty into the quarantine treatment tanks.

The physical plant. Careful thought should be given to hatchery design to permit convenient and efficient operations. The hatchery should be adaptable so that changes can be made readily without involving major rebuilding. In some hatcheries, tanks have been constructed of concrete and changes cannot be made easily. It is much better to have plastic or fiberglass tanks so they can be easily moved or changed if needed. Floors should be of concrete and have sufficient drains. All surfaces should be covered with a durable, mildew resistant finish to facilitate cleaning. Floor standing cabinets and storage units made from wood should be mounted on concrete plinths to prevent them being damaged by immersion in seawater. Where this is not possible, wood surfaces need to be painted with a good quality epoxy resin.

A hatchery has several areas that are all inter-related. For convenience they have been divided into algal culture, broodstock conditioning and spawning, larval rearing, juvenile culture and service areas (Figure 3).

Algal culture facility. The success of a bivalve hatchery depends on the production of algae. Large quantities of high-quality algae must be available when needed. It is a most important part of any hatchery and considerable thought should be given to providing a sufficient and efficient working area for this purpose AC – (Figure 3). Since algae are used in all phases of production, the facility should be located centrally and conveniently. Space required for algal culture depends partly on levels of production, methods of culture and whether algae will be raised entirely inside the hatchery with artificial illumination, or if it will be raised outside under natural light, or a combination of the two. A well ventilated greenhouse is required if algae is grown in natural light and this structure needs to be placed so as to obtain the maximum amount of sunlight. Shading may be need to protect younger, less dense cultures from strong sunlight.

A small room is required to maintain stock (also known as master) cultures of algae (TR). Dimensions vary but it can be as small as 2 x 3 m. The room should be insulated and the temperature kept cool. Shelving is needed with fluorescent lights at the back to provide the light source. An air supply is also required. Test tubes with algal slants and small flasks with stock culture that are monospecific and axenic are kept in this room often in a refrigerated, illuminated incubator.

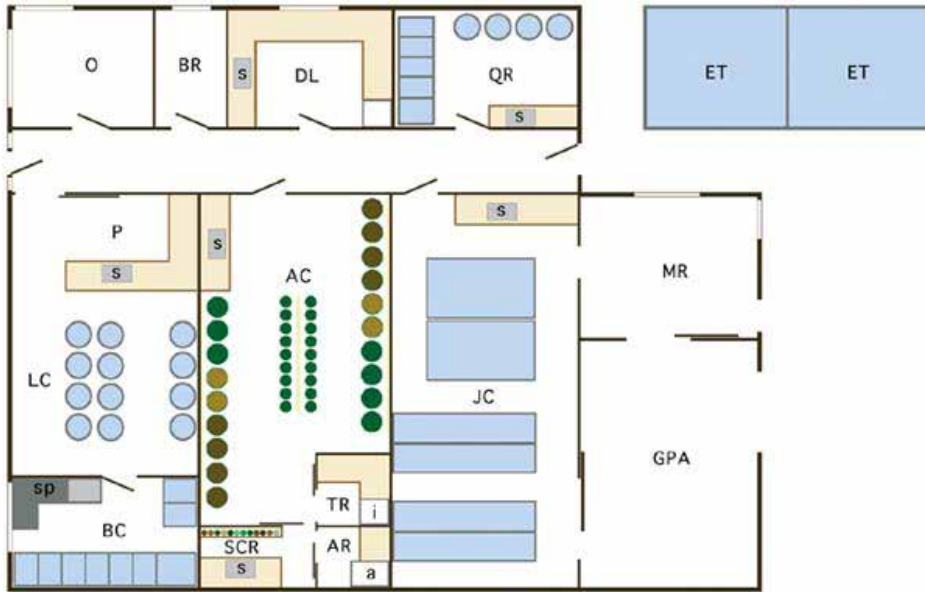


Fig. 3. A generalized floor plan for a purpose-built bivalve hatchery (see the following text for explanation)

The next phase of culture uses stock cultures from the cool room and grows them in 4 l flasks and 20 l carboys against a bank of fluorescent lamps (SCR). This can be part of the main algal culture area or a small room off it. The space required depends on the number of species and amount of algae being produced. This area requires an air and carbon dioxide supply and needs to be kept at 15 to 18 °C. Another adjacent small room (AR) houses an autoclave (a), which is used to heat sterilize medium for the small cultures.

The size of the main algal culture area depends on the number of species being cultured and the amount of algae required. This area can occupy a substantial part of the hatchery. If most of the algae is raised inside the hatchery by the batch culture method then there must be sufficient space for a series of tanks that can measure up to 3–4 m in diameter and 2 m in depth. If the bag or tall cylinder culture methods are used the amount of floor area required can be reduced. Ballasts for fluorescent lamps used to illuminate cultures need to be of the “cool running” type or isolated in a separate area from which the heat they generate can be dissipated. This area should ideally be maintained at 15 to 20 °C.

In many hatcheries, considerable portions of the algae, if not all, are raised in greenhouses. These can be stand-alone structures or attached to one side of the hatchery – preferably the south side in the Northern Hemisphere and

northern side in the Southern Hemisphere, so as to receive as much sunlight as possible. The size of the greenhouse depends on the method of culture and quantities of algae that need to be produced.

Sufficient electrical power must be available for artificial lighting when natural sunlight is inadequate. Compressed air and carbon dioxide supplies are essential. There should be adequate ventilation or installed air-conditioning to maintain temperatures at or below 20 °C on days when bright sunlight heats the facility. A generator will be required in areas where the electricity supply is unreliable and may be off for several hours or more at a time. Although survival of the algal cultures is not at risk in the absence of light for an hour or two, cultures need to be aerated. Diatoms will settle to the bottom of cultures without aeration and cultures may collapse.

Broodstock holding and spawning area. Space is required to hold and condition broodstock (BC). The amount of space needed depends in part on the number of species being held and whether some or most of the conditioning will be undertaken in the open environment rather than in the hatchery. Heated or chilled seawater may be required for this aspect of operation at certain times of the year. The ability to isolate tanks so that photoperiod can be adjusted is desirable since it has been shown that varying periods of light and dark can affect gonadal maturation.

Space is required for spawning trays but this can be part of the larval rearing area since the space is not required continuously. Spawning trays or dishes can be stored when not in use.

Larval culture area. Another major part of the hatchery is occupied by the larval rearing facility (LC) and dimensions of this area depend on the scale of production. The space is occupied with tanks, the number needed depending on production levels and the techniques used to rear larvae. On the Pacific coast of North America, the tendency has been to raise larvae at low densities of 2–3 per ml in large tanks that measure 3–4 m in diameter, 4–5 m in height and hold 40000 to 50000 l. In other hatcheries larvae are raised in smaller tanks of up to 5000 l in volume at higher larval densities. A manager must decide on required production to meet market demand and the methodology that will be used to rear larvae when planning this part of the hatchery.

Larval rearing tanks are generally made of fiberglass or of a suitable plastic and should be thoroughly leached prior to use. Regardless of the size of tanks used, there should be large sunken floor drains to handle large volumes of water when the tanks are drained. A preparation area in the larvae culture room (P) is required for washing, grading, counting and measuring larvae and for accommodating the equipment used for these purposes. This area requires cupboards and shelves for the storage of equipment when not in use.

Juvenile culture area. Once mature larvae have set (settled and begun metamorphosis) they are moved to tanks in the juvenile culture room (JC) for culture until they are of sufficient size to transfer to nursery systems, which may be part of the hatchery or at another location. This is generally when the juveniles (known as spat) exceed 2 mm shell length. The size and types of tanks in terms of volume and surface area used for this purpose vary according to species.

Mature larvae are set in the hatchery or in outside (sometimes remote) facilities. When this procedure occurs within the hatchery it is generally done in the larval culture area, frequently directly in the larval tanks. Space for additional tanks may be required specifically for this process. Spat (early juveniles) are subsequently transferred to tanks systems in a separate area specifically for juvenile culture (JC). The size and types of tanks in terms of volume and surface area used for this purpose vary according to species. They may be upwellers, downwellers or tray systems of varying configuration and the juveniles are grown in these until they exceed 2 mm shell length. To grow spat to a larger size within the hatchery on cultured food is uneconomic since food requirement increases exponentially with size. If the nursery system is located outside the hatchery, sufficient space must be allotted for this operation.

Other space requirements. Hatcheries dealing with broodstock from outside the immediate region or with exotic species may, as already mentioned, be required to quarantine stock and rear the progeny in isolation. Such hatcheries will include a quarantine room (QR) for this purpose, the effluent from which is discharged into treatment tanks (ET).

Other rooms include a dry laboratory (DL), office (O) and bathroom (BR). The dry laboratory is where algal transfers can be made (if no specific space is allocated elsewhere), chemicals weighed and mixed, microscopes kept for examining cultures, records maintained and for the storage of scientific equipment.

Static machinery such as the main pumps, sand filters and pre-filters (to remove particles down to 10 μm), seawater heating/chilling units, furnaces, the air ventilation system, air blowers/compressors, a standby generator for emergency power supply, together with electrical panels and control equipment, are housed in a soundproof machinery room (MR). Duplication of essential equipment is preferred in the event of electrical or mechanical failure. Compressed air is required in all phases of culture and carbon dioxide is required for algal culture. In many hatcheries the seawater intake pumps and sand filters are located in a separate pump house close to the point of intake and the final filtration of seawater may take place at the point of use rather than at a central, fine filtration unit.

Since storage is always an issue in a hatchery, it is useful to have a large general-purpose area (GPA) that can be used for storing materials and

equipment, packing seed and as a workshop. Most of the working areas should be fitted with benches and sinks (s).

It is preferred that the various parts of the hatchery can be isolated in the event of a disease outbreak.

Economic considerations. A bivalve hatchery is a business and like any other business it must be run efficiently and it must be economically viable. Government subsidies or grants may help offset costs particularly during initial stages of operation, but eventually the hatchery must stand on its own and be profitable. The economics of building and operating a bivalve hatchery will vary from business to business, from area to area and country to country but eventually all must turn a profit.

Hatcheries are expensive operations. Considerable capital is required to build a hatchery and finance operations. The owner must have sufficient working capital to carry on operations until income is generated. Before deciding to build a hatchery, one needs to carefully examine all facets of building and operating a hatchery and determine at what level a hatchery will be economically viable. Many costs need to be considered including purchase of the site, construction of the hatchery, installation of the seawater system, equipment needed for all phases of production, maintenance, supplies and utility overheads, loan repayments and the need for a trained staff.

Profitability can vary greatly with other factors including geographic area, the scale of the operation and whether it is part of a fully integrated bivalve culture operation.

In temperate areas a major operating cost is heating (and chilling) seawater, but this cost is generally avoided in tropical areas. This may influence location of a hatchery in temperate areas to sites where warm seawater exists at least for part of the year to help reduce heating costs.

Some hatcheries are small family operated ventures that only produce sufficient seed for their own culture needs. Such hatcheries are generally operated for only a few months a year, production is limited, and costs are much lower than for other larger hatcheries.

Large hatcheries may be part of a fully integrated bivalve culture operation or they may be in business only to supply seed. Where a hatchery is part of an integrated culture operation, the hatchery may be operated to simply break even and show no profit or may even operate at a small loss. Profits for the company are made in other phases of the culture operation. Where the hatchery exists only to produce seed to sell to other growers, a profit must be made solely on the hatchery operation. This emphasizes the fact that before building a hatchery one must make an accurate assessment of the market for whatever seed will be produced and not only the quantity of seed that can be sold but also the price people are willing to pay for seed.

Another consideration in operating a bivalve hatchery is that a critical level of production must be maintained to permit profitability. A hatchery cannot exist by simply producing a few thousand juveniles each year. The cost to do so is too high. In fact, the costs associated with producing a few thousand juveniles are almost the same as producing several million – economies of scale apply. A manager must determine the critical level of production that needs to be attained to make the operation profitable and this again points to the necessity of knowing the extent and value of the market for the product.

Accurate records of costs, production and sales must be kept to assess whether the hatchery is being profitably run.

ВИБІР МІСЦЯ, ДИЗАЙН ТА ЕКОНОМІЧНІ МІРКУВАННЯ ДЛЯ СТВОРЕННЯ ІНКУБАТОРА ДВОСТУЛКОВИХ МОЛЮСКІВ

Оліфіренко В.В. – к.вет.н., доцент,

Рутта О.В. – асистент,

Херсонський державний аграрно-економічний університет

Вибір правильного місця для будівництва інкубатора двостулкових молюсків є найбільш важливим фактором при прийнятті рішення про початок будівництва. На цей фактор неодмінно звертали увагу низка авторів при обговоренні та розрахунках перед будівництвом подібних підприємств.

Кілька факторів могли сприяти неналежному розташуванню об'єкта, включаючи відсутність одного або декількох компонентів життєво важливої інфраструктури, наприклад, землі яка має бути доступною за розумною ціною. Місцева доступність електроенергії необхідних потужностей, доступність до прісної води, кваліфікована робоча сила, а також хороший зв'язок.

Часто мають бути враховані і інші побажання фізичної особи або компанії, що буде підприємство.

Найбільш вигідним є будівництво інкубатора на ділянці, що примикає до існуючої операції з вирощування двостулкових молюсків. В таких випадках інкубаторій стає додатковим елементом до вже існуючої операції.

Іншим важливим фактором є те, що фізична особа або компанія може володіти або мати права на конкретне місце, і це виявляється єдиним місцем, де інкубаторій може зручно будуватися. Частіше за все може бути неможливо побудувати інкубатора в ідеальному місці, проте обов'язково повинні бути дотримані певні критерії або інкубаторій, швидше за все, буде приречений на провал.

Планування будівництва повинно починатись з визначення юридичних моментів. Необхідно визначити, чи урядові нормативні документи дозволяють побудувати інкубаторій двостулкових молюсків на потрібній ділянці. Це можна зробити швидко, зробивши запити до місцевих, державних, провінційних або федеральних органів влади. Якщо нормативні акти не дозволяють будівництво інкубатора на бажаній ділянці, потрібно вирішити, чи краще знайти інше місце,

де будівництво дозволено, або зробити спробу змінити існуючі державні норми на та такі, що дозволять будівництво на потрібній ділянці.

Цілком імовірно, що низку дозволів та ліцензій буде необхідно отримати, для того щоб забезпечити відповідність місцевим будівельним нормам, а також національним і місцевим екологічним нормативам. Ці процедури здійснюють перед будь-яким будівництвом.

Це може бути тривалий, дорогий і трудомісткий процес. Особливо важкою умовою може бути оцінка потенційного впливу інкубатора на навколишнє середовище. Саме ця оцінка частіше за все впливає на отримання дозволу для початку етапу будівництва.

Ключові слова: інкубатор двостулкових молюсків, державні постанови, якість морської води, дизайн інкубатора, культура личинок, культура молоді, економічні міркування.

REFERENCES

1. Anon. (1979). Feasibility study for a commercial oyster hatchery in Tasmania. Tas. Fish. Devel. Authority.
2. Breese, W. P. & Malouf, R. E. (1975). Hatchery manual for the Pacific oyster. Sea Grant Program Pub. No. ORESU-H-002. Oregon State Univ. Corvallis, Oregon, USA.
3. Castagna, M. & Kraeuter, J. N. (1981). Manual for growing the hard clam *Mercenaria*. VIMS Spec. Rep. In Applied Mar. Sci. and Ocean Eng. 249.
4. Curtin, K. (1983). Oyster hatchery pilot scheme; setting up, operation and future role of hatcheries. N.Z. MAF.
5. Dupuy, J. L., Windsor, N. T. & Sutton, C. E. (1977). Manual for design and operation of an oyster seed hatchery for the American oyster, *Crassostrea virginica*. Spec. Rep. Applied Mar. Sci. Ocean. Eng. 142. VIMS, Gloucester Point, Virginia.
6. Helm, M. M. (1994). Towards reliable bivalve seed supply in Nova Scotia. *Bull. Aquacul. Assoc. Canada* 94 (4): 9–14.
7. Holliday, J. E. (1984). International developments in oyster hatchery technology. Misc. Bull. 1. Div. Fish, Dept. Agriculture. New South Wales, Australia.
8. Huguenin, J. E. & Colt, J. (eds.). (1989). Design and operating guide for aquaculture seawater systems. *Dev. Aquaculture Fish. Sci. Elsevier*. 20: 264.
9. Hurley, G., Henderson, K., Percy, M. & Roscoe, D. (1987). Design of a small-scale shellfish hatchery. Nova Scotia Dept. Fish. Halifax, NS, Canada.
10. Im, K. H. & Langmo, R. D. (1977). Hatchery produced Pacific oyster seed: economic feasibility on cultch in the Pacific Northwest. Sea Grant, Oregon State Univ. Corvallis, Oregon, USA. Pub. No. ORSESU-T-77-010: 80.
11. Neima, P. G. & Kenchington, E. (1997). Report on commercial scallop hatchery design. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.*, 2176: 55.

12. Robert, R. & Gerard, A. (1999). Bivalve hatchery technology: the current situation for the Pacific oyster, *Crassostrea gigas*, and the scallop *Pecten maximus* in France. *Aquat. Living Resour*, 12(2): 121–130.
13. Spencer, B. E., Helm, M. M. & Dare, P. J. (1977). Recommended quarantine measures for marine mollusks. *Fish. Res. Tech. Rep., Lowestoft*, no. 32: 7.
14. Utting, S. D. & Helm, M. M. (1985). Improvement of seawater quality by physical and chemical treatment in a bivalve hatchery. *Aquaculture*, 44: 133–144.
15. Wickins, J. F. & Helm, M. M. (1981). Sea water treatment. 63–128. In: Hawkins, A. D. *Aquarium Systems*. Academic Press, London.

ВОДНІ БІОРЕСУРСИ

UDC 639.211.24:597.551.2(477.87)

DOI <https://doi.org/10.32782/wba.2024.1.4>

THE CRUCIAN CARPS ROLE IN THE FORMATION OF WATER BODIES BIOLOGICAL RESOURCES: ON THE EXAMPLE OF THE ODESA REGION

Burgaz M.I. – Candidate of Biological Sciences, Associate Professor,
Burhaz O.A. – Candidate of Geographical Sciences, Associate Professor,
Odesa I.I. Mechnikov National University,
marynaburhaz@gmail.com, alexburgaz84@gmail.com

Ukrainian water bodies are an important resource for the fisheries industry, which provides both the domestic market and exports. Use of the water bodies bioproductive potential is of great importance for the country's economy, ecology and food security. Current trends in fisheries development require new approaches to optimize the use of the water bodies bioproductive potential, including the introduction of innovative technologies, resource management and preservation of ecological balance.

Crucian carps play an important role in shaping the biological resources of water bodies, particularly in Odesa region. This region is characterized by a significant diversity of water bodies, including rivers, lakes, estuaries and reservoirs, each of which has its own unique ecological balance. Understanding the role of crucian carps in these ecosystems is key to effective management of biological resources and maintaining ecological balance.

The relevance of the study is determined by the need to conserve and restore the biodiversity of water bodies in Odesa region, improve the ecological status of aquatic ecosystems, and ensure sustainable development of the fishery. Crucian carps, due to their role in ecosystems, can be an effective tool in achieving these goals.

The purpose of the article is to reveal the role of crucian carps in the formation of water bodies biological resources in Odesa region and to determine their impact on environmental sustainability and fisheries in the region.

The object of the study is crucian carps that live in the Odesa region's water bodies. This includes species such as silver crucian carp, common crucian carp, and others.

The subject of the study is the impact of crucian carps on the formation of water bodies biological resources, including their role in maintaining biodiversity, regulating the number of aquatic plants and algae, as well as their impact on the overall productivity and ecological stability of water bodies.

The water bodies of Odesa region are rich in crucian carps, making the region one of the key areas for their commercial fishing. The use of modern technologies and methods allows for efficient fishing without significant impact on the ecosystem.

The ability of crucian carps to control the number of aquatic plants and algae, as well as their economic value, make them an important component of freshwater ecosystems. Further research should be aimed at better understanding their ecological role and developing strategies for the sustainable management of their populations.

Keywords: crucian carp, biological resources, water bodies, Odesa region, ecological role, fisheries, trophic network, ecosystem, bioproductivity, ecological balance.

Problem statement. Crucian carps (*Carassius spp.*) are an integral part of freshwater ecosystems. They play an important role in the biodiversity and functioning of these ecosystems, affecting their productivity and ecological balance. In Odesa region, as in other regions of Ukraine, water bodies play an important economic and environmental role. Therefore, understanding the role of crucian carps in these reservoirs is extremely important for the effective management of their resources [1, 2].

Many water bodies in the Odesa region are experiencing a decline in biodiversity due to anthropogenic impacts, including pollution, river regulation, and overfishing. Crucian carps can contribute to the restoration of biodiversity due to their adaptive abilities and role in trophic networks. In addition, aquatic ecosystems in the region suffer from eutrophication, which is caused by excessive accumulation of nutrients in the water. This leads to excessive growth of algae and other plants that can reduce water quality and cause fish kills. Crucian carps, due to their ability to consume algae and other aquatic plants, can help reduce these negative effects. There is a limited amount of research examining the ecological role of crucian carps in the water bodies of Odesa region [1, 3]. This makes it difficult to develop effective management strategies for their populations and water resources in general.

Analysis of recent research and publications. Crucian carps (*Carassius spp.*) are important inhabitants of freshwater bodies and play a significant role in the formation of biological resources. Studying their role in the water bodies biocenoses in Odesa region is of great importance for the effective management of fish resources and maintaining ecological balance. A significant number of scientific publications are devoted to the study of this topic in the scientific literature. Among the latter are [6, 8].

Crucian carps are of great ecological and economic importance for the Odesa region's water bodies. They not only contribute to the maintenance of biodiversity, but are also a valuable resource for fisheries. Recent studies confirm the high adaptive capacity of crucian carp and their ability to survive in different environmental conditions, which makes them an important target for further scientific research and management decisions.

Objective. The objective of this study is to reveal the role of crucian carps in the formation of water bodies biological resources in the Odesa region

and to determine their impact on the ecological sustainability and fisheries of the region.

Research results. Crucian carp (*Carassius*) belong to the carp family (*Cyprinidae*) and are important freshwater fish that live in various types of water bodies, including lakes, rivers, ponds, and reservoirs. The main species found in the water bodies of the Odesa region are common crucian carp (*Carassius carassius*) and silver crucian carp (*Carassius gibelio*).

The common crucian carp (*Carassius carassius*) has a tall, flattened body with many scales. The color varies from bronze to golden, reaches a length of up to 50 cm and a weight of up to 3 kg. Its peculiarity is high endurance to low oxygen content in water.

Silver crucian carp (*Carassius gibelio*) has a body that is silverier than that of common crucian carp and is slightly elongated. It is up to 40 cm long and weighs up to 2 kg. Its feature is high adaptability to different environmental conditions.

Crucian carps prefer stagnant or slowly flowing waters with rich vegetation. They can live in low-oxygen waters, which makes them very resistant to unfavorable environmental conditions. They are omnivorous, their diet is based on aquatic plants and algae, invertebrates (insect larvae, crustaceans, worms), and organic residues.

Crucian carp spawn in May-June, when the water temperature reaches 16–18 °C. They choose spawning grounds in the coastal zone with rich vegetation [4, 5].

Crucian carps play an important role in the water bodies trophic network, namely in regulating populations of aquatic plants and algae and in feeding predators. Crucian carps consume large quantities of vegetation, which helps control its growth and maintain ecological balance, and they are also important food for predatory fish, birds and other animals, contributing to ecosystem stability.

Due to their endurance, omnivorousness and high adaptability, they are important components of aquatic ecosystems. Crucian carps play a key role in maintaining the water bodies biological productivity and ecological balance. Understanding their ecological role and characteristics is important for effective management of water resources and fisheries, particularly in regions such as Odesa region [6, 7].

Crucian carps, in particular common crucian carp (*Carassius carassius*) and silver crucian carp (*Carassius gibelio*), are important commercially harvested species in Ukraine. They are popular due to their high productivity, adaptability to different environmental conditions, and significant economic potential.

The main species for commercial fishing are common crucian carp (*Carassius carassius*) (mainly found in natural water bodies, including lakes and

rivers) and silver crucian carp (*Carassius gibelio*) (widely distributed in ponds, reservoirs and artificial reservoirs, where it often dominates other species).

Catch methods include: netting – the use of various netting gear, such as seines, pond nets, and vent traps; fishing – the use of fishing rods with bait, especially in reservoirs with low intensity of commercial fishing; trapping – the use of special structures that are located in places of massive fish aggregation.

Active fishing occurs in the spring during the spawning season, when fish gather in coastal areas, and intensive fishing in the fall during the seasonal drop in water temperature, when fish prepare for wintering.

Crucian carps are an important component of the freshwater fish fauna of Ukraine. They have high fishery value and play a significant role in the biocenoses of water bodies. The analysis of crucian carp catches for the period from 2020 to 2023 allows us to assess the state of their populations, the impact of various factors on fishing activities, and the effectiveness of fisheries management measures.

Analysis of fish catches is an important indicator of the fishery resources state and the efficiency of fishing activities. Changes in catch volumes can indicate environmental changes, changes in fish populations, and the impact of fishing practices.

Catch volumes of crucian carps in Ukraine for 2019–2023 range from 8700 tons in 2019 to 3000 tons in 2022 (Fig. 1)

Thus, from 2019 to 2021, the volume of crucian carps catches decreased gradually, but a significant decrease occurred in 2022, when the catch volume decreased by 57.14 % compared to the previous year. In 2023, there was a slight increase of 13.33 %.

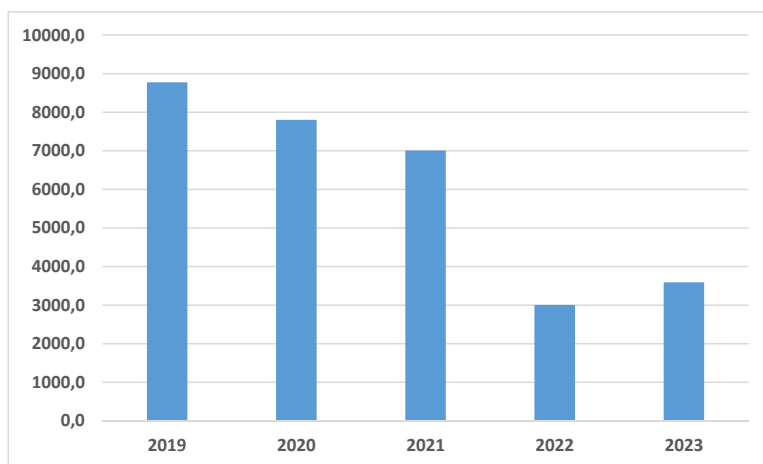


Fig. 1. Dynamics of crucian carps catches in Ukraine for the period 2019–2023 (according to the State Fisheries Agency of Ukraine)

Possible reasons for the decline in catches include environmental factors, namely: climate change, water pollution, and the reduction of natural habitats can significantly affect crucian carps populations; fishing pressure, i.e. over-fishing, insufficient control over fisheries can lead to populations depletion; and economic and social factors – possible changes in the economy of the fishing industry, social factors, and government policy on fishing can affect catches.

Thus, the catch of crucian carps in Ukraine decreased significantly between 2019 and 2023, with a particularly sharp decline in 2022. In 2023, there was a slight recovery in catch volumes, but the overall downward trend is still relevant.

Considering the volumes of crucian carps catches in the Odesa region in 2019–2023, a significant decrease in catches should also be noted (Fig. 2).

As can be seen from Fig. 2, from 2019 to 2023, the catch of crucian carps in the Odesa region decreased from 3100 tons to 1100 tons, which is a significant reduction (by more than 64 %).

Possible reasons for the decline in catches include the same reasons as for catches throughout Ukraine, i.e. environmental factors, fishing pressure, and economic and social factors.

Consequently, the catch of crucian carps in Ukraine has significantly decreased over the period 2019–2023. To stabilize and restore crucian carps populations, measures need to be taken, in particular by improving the water bodies ecological condition, implementing sustainable fishing practices, and strengthening control over catches.

Odesa region is one of the most important regions for commercial crucian carps production in Ukraine. This period is marked by changes in the fisheries

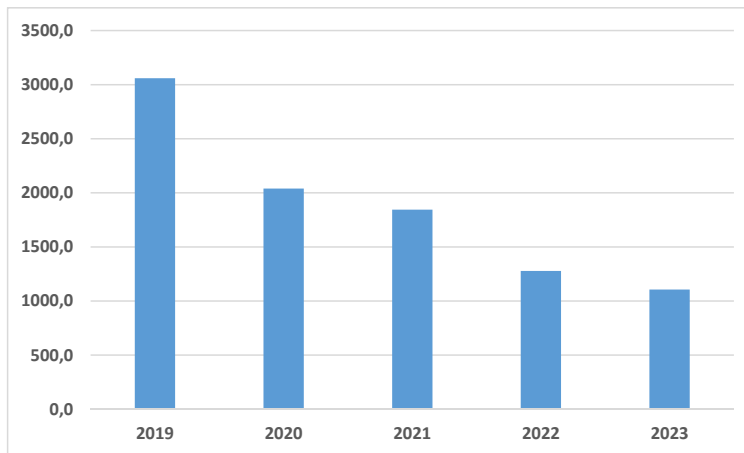


Fig. 2. Dynamics of crucian carps catches in Odesa region for the period 2019–2023 (according to the State Fisheries Agency of Ukraine)

sector that have affected the volume of catches and the state of crucian carps populations.

Preliminary data for 2024 show a stabilization. This is due to efforts aimed at balancing the catch and preserving crucian carps populations.

In the period from 2020 to 2024, the catch of crucian carps in Odesa region showed a tendency to stabilize after a fluctuations period. Effective management of fishery resources, introduction of modern fishing methods and measures to preserve ecological balance contributed to maintaining a high level of productivity in the fishing sector. Odesa region continues to play a key role in Ukraine's fisheries, demonstrating a successful combination of economic and environmental approaches.

Conclusions. Crucian carps play an important role in maintaining the biodiversity of water bodies in Odesa region. They ensure the stability of the ecosystem by promoting a balance between different species of aquatic organisms. Due to their ability to adapt, crucian carps can exist in different conditions, making them key species for maintaining ecosystem balance.

Crucian carps are natural regulators of the number of aquatic plants and algae. They consume a significant amount of phytoplankton and macrophytes, which helps to control their excessive growth. This, in turn, helps to prevent eutrophication of water bodies, improve water quality and create favorable conditions for other fish species.

Crucian carps contribute to the ecological stability of water bodies through their influence on the structure of trophic networks. They help to maintain a balance between different trophic levels, which increases the overall productivity of water bodies. As a result, water bodies become more resilient to external impacts such as climate change and anthropogenic pressure.

Crucian carps have a significant economic potential for the fishery of Odesa region. They are a valuable resource for industrial and recreational fishing. Due to their high reproductive capacity and rapid growth, crucian carps can provide stable catches and maintain the economic stability of the region's fisheries.

To effectively manage crucian carps populations and optimize the use of their bioproductive potential, it is necessary to:

- conduct regular monitoring of the crucian carps populations status and the ecological conditions of water bodies;
- ensure scientifically based regulation of crucian carps catch to prevent their excessive depletion;
- develop and implement programs for the restoration and maintenance of crucian carps populations, in particular by stocking water bodies with young fish;
- implement measures to improve the ecological condition of water bodies, including reducing anthropogenic pollution and preventing eutrophication, etc.

Thus, crucian carps play a key role in shaping the biological resources of Odesa region's water bodies. Their ecological and economic importance emphasizes the need for an integrated approach to managing their populations and maintaining the health of the region's aquatic ecosystems.

РОЛЬ КАРАСЕВИХ РИБ У ФОРМУВАННІ БІОЛОГІЧНИХ РЕСУРСІВ ВОДОЙМ: НА ПРИКЛАДІ ОДЕСЬКОЇ ОБЛАСТІ

Бургаз М.І. – к. біол. н., доцент

Бургаз О.А. – к. геогр. н., доцент

*Одеський національний університет імені І.І. Мечникова
marynaburhaz@gmail.com, alexburgaz84@gmail.com*

Водойми України є важливим ресурсом для рибного господарства, яке забезпечує як внутрішній ринок, так і експорт продукції. Використання біопродукційного потенціалу водойм має велике значення для економіки країни, екології та забезпечення продовольчої безпеки. Сучасні тенденції розвитку рибного господарства потребують нових підходів до оптимізації використання біопродукційного потенціалу водойм, що включає впровадження інноваційних технологій, управління ресурсами та збереження екологічної рівноваги.

Карасеві риби відіграють важливу роль у формуванні біологічних ресурсів водойм, зокрема в Одеській області. Цей регіон характеризується значним різноманіттям водойм, що включають річки, озера, лимани та водосховища, кожна з яких має свій унікальний екологічний баланс. Розуміння ролі карасевих риб у цих екосистемах є ключовим для ефективного управління біологічними ресурсами та підтримання екологічної рівноваги.

Актуальність дослідження визначається необхідністю збереження та відновлення біорізноманіття водойм Одеської області, поліпшенням екологічного стану водних екосистем та забезпеченням стійкого розвитку рибного господарства. Карасеві риби, завдяки своїй ролі в екосистемах, можуть бути ефективним інструментом у досягненні цих цілей.

Метою статті є розкриття ролі карасевих риб у формуванні біологічних ресурсів водойм Одеської області та визначення їхнього впливу на екологічну стійкість та рибне господарство регіону.

Об'єктом дослідження є карасеві риби, що мешкають у водоймах Одеської області.

Предметом дослідження є вплив карасевих риб на формування біологічних ресурсів водойм, включаючи їх роль у підтримці біорізноманіття, регулюванні чисельності водних рослин та водоростей, а також їх вплив на загальну продуктивність та екологічну стабільність водойм.

Водойми Одеської області багаті на карасевих риб, що робить регіон одним з ключових для їх промислового вилову. Використання сучасних технологій та методів дозволяє ефективно здійснювати вилов без значного впливу на екосистему.

Здатність карасевих риб контролювати чисельність водяних рослин та водоростей, а також економічна цінність роблять їх важливим компонентом

прісноводних екосистем. Подальші дослідження повинні бути спрямовані на глибше розуміння їхньої екологічної ролі та розробку стратегій для сталого управління їхніми популяціями.

Ключові слова: карась, біологічні ресурси, водойми, Одеська область, екологічна роль, рибне господарство, трофічна мережа, екосистема, біопродуктивність, екологічна рівновага.

ЛІТЕРАТУРА

1. Войтенко, І. П., Калюжний, В. М. Карасі в екосистемах водойм Півдня України. *Вісник Одеського національного університету*, 2012. 17(5), С. 32–40.
2. Горячева, Н. М., Літвінов, О. М. Вплив карасевих риб на якість води та продуктивність водойм. *Водні ресурси України*, 2008. 6(2), С. 22–29.
3. Дубина, Д. О., Петренко, Л. В. Роль рибних популяцій у функціонуванні водних екосистем. *Екологія та природокористування*, 2011. 15(3), С. 40–48.
4. Коломієць, В. П., Савченко, А. Л. Екологічна стійкість водних екосистем за участю карасевих риб. *Проблеми екології та природокористування*, 2013. 21(2), С. 50–57.
5. Лебідь, О. І., Коваленко, С. А. Біологічні характеристики та розповсюдження карасевих риб в Україні. *Наукові праці Одеського державного екологічного університету*, 2009. 14(4), С. 60–67.
6. Островський, В. М. Моніторинг популяцій риб у водоймах Одеської області. *Вісник рибного господарства*, 2015. 18(3), С. 75–82.
7. Федоров, Г. П., Мартинюк, О. В. Роль риб у підтриманні біологічного балансу водойм. *Гідробіологічний журнал*, 2006. 8(2), С. 112–120.
8. Шаповал, В. І., Кузьмін, С. Г. Вплив антропогенних факторів на популяції карасевих риб у водоймах Одеської області. *Журнал екології та безпеки*, 2017. 12(3), С. 145–152.

REFERENCES

1. Voitenko, I. P., Kaliuzhnyi, V. M. (2012). *Karasi v ekosystemakh vodoim Pivdnia Ukrainy* [Carp in water ecosystems of Southern Ukraine]. *Visnyk Odeskoho natsionalnoho universytetu* [Bulletin of Odessa National University], 17(5), 32–40. [in Ukrainian].
2. Horiacheva, N. M., Litvinov, O. M. (2008). *Vplyv karasevykh ryb na yakist vody ta produktyvnist vodoim* [Influence of crucian carp on water quality and productivity of reservoirs]. *Vodni resursy Ukrainy* [Water resources of Ukraine], 6(2), 22–29. [in Ukrainian].
3. Dubyna, D. O., Petrenko, L. V. (2011). *Rol rybnykh populiatsii u funktsionuvanni vodnykh ekosystem* [The role of fish populations in the

- functioning of aquatic ecosystems]. *Ekolohiia ta pryrodokorystuvannia* [Ecology and nature management], 15(3), 40–48. [in Ukrainian].
4. Kolomiets, V. P., Savchenko, A. L. (2013). *Ekolohichna stiiikist vodnykh ekosystem za uchastiu karasevykh ryb* [Ecological stability of aquatic ecosystems with the participation of crucian carp]. *Problemy ekolohii ta pryrodokorystuvannia* [Problems of ecology and nature management], 21(2), 50–57. [in Ukrainian].
 5. Lebid, O. I., Kovalenko, S. A. (2009). *Biolohichni kharakterystyky ta rozpovsiudzhennia karasevykh ryb v Ukraini* [Biological characteristics and distribution of carp fish in Ukraine]. *Naukovi pratsi Odeskoho derzhavnoho ekolohichnoho universytetu* [Scientific works of Odessa State Ecological University], 14(4), 60–67. [in Ukrainian].
 6. Ostrovskiy, V. M. (2015). *Monitorynh populiatsii ryb u vodoimakh Odeskoi oblasti* [Monitoring of fish populations in reservoirs of Odesa region]. *Visnyk rybnoho hospodarstva* [Bulletin of fisheries], 18(3), 75–82. [in Ukrainian].
 7. Fedorov, H. P., Martyniuk, O. V. (2006). *Rol ryb u pidtrymanni biolohichnoho balansu vodoim* [The role of fish in maintaining the biological balance of water bodies]. *Hidrobiolohichniy zhurnal* [Hydrobiological journal], 8(2), 112–120. [in Ukrainian].
 8. Shapoval, V. I., Kuzmin, S. H. (2017). *Vplyv antropohennykh faktoriv na populiatsii karasevykh ryb u vodoimakh Odeskoi oblasti* [The influence of anthropogenic factors on the population of crucian carp in the reservoirs of the Odesa region]. *Zhurnal ekolohii ta bezpeky* [Journal of ecology and security], 12(3), 145–152. [in Ukrainian].

УДК 502:556:63:639.2

DOI <https://doi.org/10.32782/wba.2024.1.5>

ОСОБЛИВОСТІ ЖИВЛЕННЯ ПРОМИСЛОВОГО СТАДА ТОВСТОЛОБИКІВ ДНІПРОВСЬКОГО ЛИМАНУ

Кутіщев П.С. – к.б.н., доцент,

Дяченко В.В. – аспірант,

Херсонський державний аграрно-економічний університет,

kutishev_p@ukr.net, diachenkoviktoriiia4@gmail.com

У статті наведено результати досліджень особливостей живлення промислового стада рослинних планктофагів в умовах Дніпровського лиману. Метою досліджень було встановлення рівня забезпеченості кормовою базою планктофагів за показниками вгодованості і індексу наповнення кишечника з огляду на продукційні можливості Дніпровського лиману. Встановлені індекси наповнення кишечника білого товстолобика протягом вегетаційного періоду були на високому рівні. В червні індекс наповнення кишечника становив 264,5 ‰. В липні індекс наповнення кишечника значно збільшився і склав в середньому 435 ‰. Інтенсивність живлення білих товстолобиків у серпні була найвища – 580 ‰. Показники строкатого товстолобика за індексом наповнення кишечника і вгодованості на всіх рівнях значно нижчі. Результатом цього може бути його вимушений раціон в якому присутній практично один фітопланктон і виключений з раціону об'єкт його біологічного вгодовання – зоопланктон. На початку вегетаційного періоду простежувалась тенденція підвищення індексу наповненості шлунково-кишкового тракту, а потім поступове зменшення. Найвищі показники становили у серпні досягаючи 423 ‰. Найменші показники індексів були у вересні, складаючи 87 ‰. Показники коливання вгодованості склали по білому товстолобику від 0,65 до 3,3, по строкатому товстолобику від 0,38 до 2,3.

Отримані результати можуть бути використанні при формуванні стратегії інтродукції рибосадкового матеріалу рослинних видів риб в Дніпровсько-Бузьку естуарну систему.

Ключові слова: рослинні види риб, характер живлення риб, рибопродуктивність, Дніпровський лиман, кормові гідробіоти.

Постановка проблеми. Сучасний стан рибних запасів внутрішніх водойм України, невпинно скорочується. На сьогодні рівень імпортозаміщення продукції аквакультури і промислового вилову досяг більше 75%, що є критичним показником продовольчої безпеки України та ставить під загрозу конкурентоспроможність вітчизняних виробників [1]. Тривалі дослідження багатьох вчених дозволяють стверджувати, що відбулося катастрофічне зменшення рибних запасів промислових видів риб у водосховищах і природних водоймах України. Забезпечення населення рибною продукцією за рахунок раціональної експлуатації акваторій в поєднанні з пасовищним рибництвом являється на сьогодні одним з ефективних

напрянків у вирішенні існуючої проблеми. В умовах, що склалися, оптимальним шляхом подолання даної проблеми є реконструкція іхтіофауни водойм шляхом вселення в них життестійкого рибопосадкового матеріалу коропових видів риб [2–4]. Високі показники реально отримати за рахунок інтродукції рослинодних видів риб, які в умовах трансформованого стоку Дніпра протягом років демонструють високі показники в промислових умовах [5]. У цьому зв'язку важливим є вивчення сучасних біологічних показників рослинодних видів риб в умовах Дніпровсько-Бузької естуарної системи.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Внаслідок зміни і напруги фізичних факторів естуарні системи знаходяться в «імпульсно-стабільному» стані, характерному по продуктивності для різних і проміжних стадій сукцесій [6]. Крім того, естуарії акумулюють біогенні елементи, які приходять з водами річок з великих територій водозбору. Завдяки цьому естуарні системи набагато продуктивніші, ніж морські і прісноводні. В середньому за рік в естуаріях утворюється 1500 г/м² сухої органічної речовини, на шельфи – 360 г/м², а в відкритих океанічних водах лише 125 г/м². Являючись районами найбільшої продуктивності і концентрації життя, естуарії виконують дві важливі екологічні функції: служать містами нагулу морських і прісноводних риб, безхребетних – важливих об'єктів промислу, володіють високим самоочисним потенціалом, який проявляється в інтенсивній переробці промислово-комунальних забруднень [7]. Слід враховувати те, що Дніпровсько-Бузьку естуарну систему називають також Дніпровсько-Бузьким лиманом. Тобто «лимани» в басейнах Чорного і Азовських морів з давніх-давен визначають самі різні типи приморських водойм, як естуарії крупних, середніх і малих річок, так і лагуни, «сліпі естуарії» і навіть прісноводні заплавні водойми в дельтах і низинах крупних річок [8]. Пониззя Дніпра (від греблі Каховської ГЕС до Дніпровсько-Бузького лиману) являє собою велику територію (біля 500 км²) і включає 185 км² водної поверхні та 303 км² заплавної землі. Тут понад 150 водойм (озер, лиманів, стариць тощо) загальною площею 72,3 км². Всі вони спільно з розгалуженою русловою мережею складають єдину гідравлічно зв'язану водну систему. Різноманіття біотопів у водоймах і водотоках різного типу обумовили тут багатий видовий склад флори і фауни, велике різноманіття і високу продуктивність угруповань рослин і тварин [9].

Продукційний режим лиману в різні роки і періоди року має дуже широкі коливання. Дослідження фітостоку у пониззі Дніпра показали, що величина його залежить як від об'ємів попусків з Каховського водосховища, так і від їх розподілу в різні сезони року [10]. В 1997 р. в умовах зростання попусків від 4,1 км³ весною до 8,8 км³ восени фітосток за вегетаційний період складав 27,93 тис. т, а в 2002 р. в умовах поступового зниження

об'ємів попусків від 6,3 км³ весною до 3,9 км³ восени фітосток перевищував 45,5 тис. т. Збільшення водного стоку від весни до осені сприяло рівномірному розподілу фітостоку протягом вегетаційного періоду, а зниження стоку з весни до осені сприяло масовому розвитку крупних діатомових водоростей і створенню максимального фітостоку весною (42,11 тис. т з загальних 45,5 тис. т). Останні дослідження рівня розвитку фітопланктону свідчать про значні запаси органічної речовини у вигляді фітопланктону, яка значним чином не використовується за відсутності необхідної кількості ефективних споживачів у вигляді планктоїдних видів риб [11–15].

Одним з важливих продуцентів органічної речовини у Дніпровсько-Бузькій гирловій системі є макрофіти. Особливого значення вони набувають на літоральних ділянках Дніпровського, Бузького лиманів та на заплавах систем Дніпра та Південного Бугу. Різні за видовим складом угруповання вищих водних рослин відіграють важливу роль в процесі формування середовища існування іхтіофауни. В утворених фітоценозах відбувається накопичення важкорозчинних органічних сполук, що суттєво впливає на хімічний режим та якість води. Проте найбільш важливим вважається те, що літоральні та заплавні фітоценози Дніпровсько-Бузької естуарної системи слугують місцями мешкання та відтворення фітофільної іхтіофауни. В той же час макрофіти є одним з видів кормового ресурсу для окремих видів риб. Поряд з цим необхідно відмітити, що серед представників туводної іхтіофауни типових споживачів вищої водної рослинності у Дніпровсько-Бузькій гирловій системі практично не існує. Проте наявність вільної трофічної ніші виявляє відповідний інтерес вселення типового макрофітофага – білого амура, що здійснюється в обмежених обсягах, починаючи з шестидесятих років минулого століття.

Відповідними науковими дослідженнями встановлено, що у Дніпровському та Бузькому лиманах зона мілин, з урахуванням ділянок, які підвернені заболочуванню, досягає 24,1 тис. га, що відповідає 27 % загальної площі водойми. Без урахування заплавної угруповань мілини займають площу 23,1 тис. га, або 22 % акваторії [16]. Ступінь заростання мілин і акваторії лиману коливається в значних межах. Загальна площа заростей разом з заплавними (болотними) угрупованнями становить близько 3,5 тис. га, а без заплавної ділянок – біля 2,5 тис. га. Загальні запаси повітряно-сухої фітомаси у лимані становить біля 35 тис. т, в тому числі продукція болотної рослинності дорівнює 16 тис. т, повітряно-водної – 15 тис. т і зануреної – 4 тис. т [17].

У сформованих умовах тривалої трансформації Дніпровсько-Бузька естуарна система відноситься до високопродуктивних водойм, має значні надлишкові маси органічної речовини і високий біопродукційний потенціал за рівнем розвитку кормової бази, яка не використовується в повній

мірі за відсутності достатньої кількості ефективних споживачів. В якості заходу який суттєвим чином може стримати процес евтрофікації при збільшенні промислового вилучення рибної продукції пропонується щорічна інтродукція біомеліораторів – білого і строкатого товстолобиків, білого амуру, коропа у відповідності до визначення рівня запасів кормових гідробіонтів із застосуванням ресурсозберігаючої технології [18].

Постановка завдання. Іхтіологічні дослідження базувалися на контрольних та промислових ловах протягом 2020–2021 рр., в процесі яких було проведено зважування та основні біологічні вимірювання [19]. Для отримання інформації з вікової структури промислових стад іхтіофауни досліджуваної акваторії використовувалися методи, які надані у відповідних методиках [19, 20]. Лінійні показники різновікових груп риб проводили за допомогою спеціальної мірної дошки [21]. Характер живлення визначали за відповідними методиками [22, 23]. Відбір матеріалу на визначення живлення рослиноїдних видів риб вивчалось згідно загальноновизначених методичних розробок. З метою вивчення живлення риб застосовували ваговий метод і метод індексів які є найбільш досконалими методами цифрової обробки матеріалів. Фіксування кишечників проводилось у розчині формаліну (4–10 %). Матеріал обробляли кількісно-масовим способом, шляхом індивідуального перегляду травневих трактів. Одночасно визначали жирність, колір їжі, ступінь наповнення кишечників. Вгодованість визначали за Фультон. Загальні індекси наповнення кишечників за Шоригінім А. А. [24]. Весь іхтіологічний матеріал оброблявся на визначення живлення риб за допомогою мікроскопа, терезів (торсійні, електричні, звичайні). Вимочену від формаліну рибу розкладали на фільтрувальний папір, проводили відповідні проміри які заносили в іхтіологічний журнал. Після зважування цілої риби вилучали шлунково-кишковий тракт, зважували його окремо. Далі вилучали вміст кишечника, який зважували на терезах. Потім матеріал розглядали під мікроскопом для визначення кількості і видової приналежності кормових організмів [25–30]. Інтенсивність живлення характеризували за індексами наповнення шлунково-кишкових трактів.

Виклад основного матеріалу дослідження. Дослідження складу кишечників промислового стада білих товстолобиків (*Hypophthalmichthys molitrix*) протягом вегетаційного періоду показали, що фітопланктон у живленні білого товстолобика навесні зустрічається в основному за рахунок мікроскопічних представників синьо-зелених водоростей *Aphanizomenon flos-aquae*, *Microcystis aeruginosa*, *Nostoc*, *Oscillatoria lacustris*. Серед зелених водоростей за рахунок інтенсивного розвитку у кормовій базі в кишечнику білого товстолобика часто зустрічаються *Pediastrum Boryanum*, *Pediastrum duplex*. У червні в харчовій грудці переважне значення мали

зелені (*Chlorophyta*) і синьо-зелені (*Cyanobacteria*) водорості, частота яких складала відповідно 27,4 і 66,5 %. Індекс наповнення кишечників білого товстолобика становили в середньому 264,5 ‰. В липні в період масового розвитку синьо-зелених водоростей у водоймі в харчовій грудці синьо-зелені водорості займали до 95,8 ‰, при цьому індекс наповнення кишечників значно збільшився і складав в середньому 435 ‰. Інтенсивність живлення білих товстолобиків у серпні була найвища – індекс наповнення кишечників дорівнював в середньому 580 ‰ (рисунок 1).

Індекси наповнення шлунково-кишкового тракту відрізнялись у строкатого нижчими показниками. Основу живлення білого товстолобика складали фітопланктон і детрит. Водорості в кишечниках були представлені 75 видами. Зелені водорості зустрічались протягом всього вегетаційного періоду, серед яких найбільш часто зустрічались *Chlamidomonas sp.*, *Pandorina morum*, *Phacotus coccifer*, *Scenedesmus quadricauda*, *S. acuminatum*, *S. denticulatus*, *Oocystis borgei*, *Pediastrum duplex*, *Ankistrodesmus angustus* та ін., що викликано їх високим видовим різноманіттям в фітопланктоні даної акваторії.

Серед діатомових переважали *Stephanodiscus hantzschii*, *Melosira granulata*, *M. binderana*, *Navicula cryptocephala*, *Cymatopleura solea*,

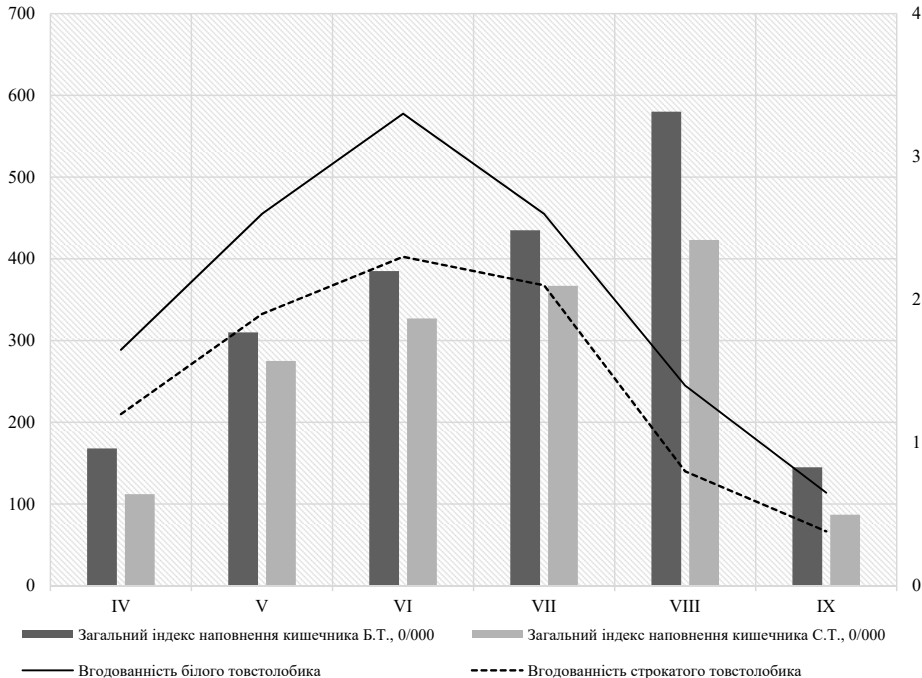


Рис. 1. Загальний індекс наповнення кишечників залежно від вгодованості

Amphora ovalis і ін. Серед синьо-зелених в живленні зустрічались найбільш розповсюджені у водоймі представники *Microcystis aeruginosa*, *Oscillatoria* sp., *Anabaena flos-aquae*. Серед зоопланктонних угруповань найчастіше в живленні білого товстолобика зустрічались *Rotatoria* (11 видів), *Cladocera* (4) і *Copepoda* (2). Детрит зустрічався протягом всього вегетаційного періоду. В цілому протягом вегетаційного періоду індекси наповнення кишечників коливалися на середньому рівні від 145 до 580 ‰₀₀₀. Наприкінці вегетаційного періоду у живленні в значній кількості частіше зустрічається *Microcystis aeruginosa*, серед зелених в живленні домінували *Pediastrum Boryanum*, *Pediastrum duplex*, *Trochiscia granulata*, *Oocystis verucosa*, *Scenedesmus quadricauda*, *Ancistrodesmus pseudomirabilis* var. *spiralis*, *Scenedesmus bijugatus*, *Scenedesmus acuminatus*. Найбільшу частку серед діатомових водоростей в поживі займали *Diatoma balfouriana*, *Cyclotella glomerata*. Зоопланктон в основному присутній за рахунок коловерток і веслоногих ракоподібних (*Brachionus calyciflorus*, *Cyclops* Mull, *Acanthocyclops*).

Склад живлення строкатого товстолобика протягом вегетаційного періоду відрізнявся від живлення білого товстолобика тим, що серед харчових гідробіонтів в живленні переважали крупні форми фітопланктону (Chlorophyta – *Pediastrum Boryanum*, *Pediastrum duplex*, *Trochiscia granulata*, *Scenedesmus acuminatus*, *Scenedesmus quadricauda*, Bacillariophyta – *Diatoma balfouriana*, *Cyclotella glomerata*) і більша кількість зоопланктону. В живленні строкатого товстолобика зоопланктонні організми були представленні в основному коловертками і веслоногими ракоподібними (*Keratella cochlearis*, *K. Texta*, *Brachionus quadridentatus*, *Conochilus* sp., *Bosmina longirostris*, *Chydorus sphaericus*, *Daphnia* sp., *Diaphanosoma* sp., *Cyclops* sp. Частка детриту у різних вікових груп відзначалася без суттєвих різниць і коливалася від 21,3–51,1 % загальної маси. Аналізуючи спектр живлення строкатого товстолобика, спостерігається подібність у виборі кормових об'єктів, яка обумовлена домінуванням в живленні крупних клітин водоростей, що пов'язано із морфологічною будовою зябрового апарату.

На початку вегетаційного періоду простежувалась тенденція підвищення індексу наповненості шлунково-кишкового тракту, а потім поступове зменшення. Найвищі показники становили у серпні, досягаючи 423 ‰₀₀₀. Найменші показники індексів були у вересні, складаючи 87 ‰₀₀₀. При розтині такої риби жирність становила 5 балів, кишечник був повністю залитий жиром, а періодом найбільш інтенсивного живлення можна виділити VI–VIII місяці. В цілому визначені індекси наповнення шлунково-кишкового тракту на відносно високому рівні, що вказує на забезпеченість риби кормом. Але показники строкатого товстолобика на всіх рівнях значно нижчі. Результатом цього може бути його вимушений раціон,

в якому присутній практично один фітопланктон і виключений з раціону об'єкт його біологічного вгодання – зоопланктон. Протягом вегетаційного періоду вгодваність як білого, так і строкатого товстолобиків не мала широких коливань, показники коливання складали по білому товстолобику від 0,65 до 3,3, а по строкатому товстолобику – від 0,38 до 2,3.

Висновки і пропозиції. Розглянувши особливості живлення промислового стада білого і строкатого товстолобиків, встановлено високий рівень забезпеченості кормовими гідробіонтами за показниками загального індексу наповнення кишечників і показників вгодваності, що є свідченням потужного біопродукційного потенціалу Дніпровського лиману, який здатний забезпечити збільшення промислового видобутку товарних товстолобиків за умови збільшення щорічної інтродукції рибопосадкового матеріалу з рибовідтворювальних заводів України.

NUTRITIONAL FEATURES OF THE COMMERCIAL SILVER CARP STOCK IN THE DNIPRO ESTUARY

Kutishchev P.S. – Candidate of Biological Science, Associate Professor;

Dyachenko V.V. – graduate student,

Kherson State Agrarian and Economic University,

kutishev_p@ukr.net; diachenkoviktorii4@gmail.com

The article presents the results of research on the feeding characteristics of an industrial herd of herbivorous planktophages in the conditions of the Dnieper estuary. The aim of the research was to establish the level of supply of the feed base of planktophages based on the indicators of fatness and the intestinal filling index, taking into account the production possibilities of the Dnieper estuary. The established indices of intestinal filling of white carp during the growing season were at a high level. In June, the intestinal filling index was 264,5 ‰. In July, the intestinal filling index increased significantly and averaged 435 ‰. The feeding intensity of white carp in August was the highest – 580 ‰. Indicators of variegated carp according to the index of intestinal filling and fatness at all levels are significantly lower. The result of this can be its forced diet, in which there is almost one phytoplankton and the object of its biological preference – zooplankton – is excluded from the diet. At the beginning of the growing season, there was a tendency to increase the index of fullness of the gastrointestinal tract, followed by a gradual decrease. The highest indicators were in August reaching 423 ‰. The lowest indices were in September, amounting to 87 ‰. The indicators of variation in fatness ranged from 0,65 to 3,3 for white carp, for variegated carp from 0,38 to 2,3. The obtained results can be used in the formation of a strategy for the introduction of fish planting material of herbivorous fish species into the Dnipro-Buh estuary system.

Keywords: herbivorous fish species, the nature of fish nutrition, fish productivity, the Dnipro-Buh estuary system, food hydrobionts, phytoplankton, zooplankton, detritus, macrophytes

ЛІТЕРАТУРА

1. В Україні на 6% збільшилося споживання риби та рибних продуктів. Урядовий портал. URL: <https://www.kmu.gov.ua/news/v-ukrayini-na-6-zbilshilosya-spozhivannya-ribi-ta-ribnih-produktiv-derzhribagentstvo>.
2. Гринжєвський М. В. Аквакультура України (організаційно-економічні аспекти). Л. : Вільна Україна, 1998. 364 с.
3. Шерман І. М., Рилов В. Г. Технологія виробництва продукції рибництва: підручник. Затв. М-вом аграрної політики. К. : Вища освіта, 2005. 351 с.
4. Бузевич І. Ю. Результати вселення рослиноїдних риб у дніпровські водосховища. *Рибогосподарська наука України*. 2011. № 4. С. 4–9.
5. Шерман І. М., Гейна К. М., Козій М. С., Кутіщев П. С., Воліченко Ю. М. Рибництво та рибальство трансформованих річкових систем півдня України: наукова монографія. Херсон: Гринь Д.С., 2017. 345 с.
6. Сафьянов, Г. А. Эстуарии. М.: Мысль, 1987. 189 с.
7. Corell D. Estuarine productivity. *Bioscience*. 1978. 28. PP. 640–650.
8. Жукинський В. Н. Устьевые области рек и лиманы северо-западного Причерноморья. Природа Украинской ССР. Моря и внутренние воды. К.: Наук. думка, 1987. 224 с.
9. Тімченко В. М., Гільман В. Л., Коржов Є. І. Гідрологічні засади поліпшення стану екосистеми пониззя Дніпра. Современные проблемы гидроэкологии. Перспективы, пути и методы решений: тези доповідей, Херсон, 2012. С. 9–12.
10. Минаєва Г. Н., Самойленко Л. М., Кучерявая А. Н. Количественные характеристики планктостока нижнего Днeпра. Современные проблемы гидробиологии. Перспективы, пути и методы решений – 2: материалы Международной научной конференции. Херсон. 2008. С. 286–289.
11. Кутіщев П. С., Вітюков Ю. Є., Лобанов І. А. Фітопланктон Дніпровсько-Бузького лиману в зв'язку з рибогосподарським використанням. *Рибне господарство*. К. 2006. Вип. 65. С. 220-224.
12. Шерман І. М., Пелих В. Г., Кутіщев П. С. Динаміка розвитку фітопланктону Дніпровсько-Бузького лиману. *Таврійський науковий вісник*. Херсон: Айлант. 2009. Вип. 62. С. 131–134.
13. Кутіщев П. С., Шерман І. М. Видовий склад і продукційні можливості харчових гідробіонтів Дніпровсько-Бузького лиману. *Рибогосподарська наука України*. К. 2009. Вип. 4. С. 33–48.
14. Поліщук В. С., Кутіщев П. С., Мінаєва Г. М. Динаміка запасів фітопланктону у Дніпровсько-Бузькому лимані. *Таврійський науковий вісник*. 2009. Вип.66. С. 192–197.
15. Поліщук В. С., Кутіщев П. С., Мінаєва Г. М., Самойленко Л. М. Особливості формування складу та кількісного розвитку планктону у Дні-

- провсько-Бузькому лимані, перспективи його використання. Шляхи збереження і відновлення рибництва та водних екосистем у поліському регіоні : Зб. наук. праць. Рівне. 2011. С. 63–72.
16. Жукинский В. Н., Журавлева Л. А., Иванов А. И. и др. Днепровско-Бугская эстуарная экосистема. Отв. ред. Зайцев Ю. П.; АН УССР. Ин-т гидробиологии. Киев: Наукова думка, 1989. 240 с.
 17. Клоков В. М., Карпова Г. А., Козина С. Я. Растительность Днепровской устьевой области и Днепровско-Бугского лимана: тези докладів Другої всеоюз. конф. по высшим водным и прибрежно-водным растениям. Борок. 1988. С. 83–85.
 18. Шерман И. М. Ресурсосберегающая технология производства товарной рыбы в малых водохранилищах. Ресурсосберегающая технология выращивания рыб: матер. совещ. Стара Загора (НРБ), 1989. 33 с.
 19. Шерман І. М., Пилипенко Ю. В., Шевченко П. Г. Загальна іхтіологія: підруч. К.: Аграрна освіта. 2009. С. 454.
 20. Брюзгин В. Л. Методы изучения роста рыб по чешуе, костям и отолидам. Киев: Наукова думка, 1969. 187 с.
 21. Кутіщев П. С, Гончарова О. В. Спосіб проведення морфометричних вимірювань іхтіологічного матеріалу на різних стадіях розвитку: пат. 143483 Україна: МПКА01К61/10, G01B 7/00, G06F 7/00. № u202001911; 2020, Бюл. № 14. 4 с.
 22. Кражан С. А., Хижняк М. І. Природна кормова база рибогосподарських водойм: навчальний посібник. К.: Аграрна освіта. 2014. С. 333.
 23. Шерман І. М., Хижняк М. І., Кутіщев П. С., Кражан С. А. Живлення та годівля риб. Херсон: ФОП Вишемирський В.С. 2021. С. 628.
 24. Шерман І. М., Вітюков Ю. Є., Кутіщев П. С. Методика збору і обробки іхтіологічних і гідробіологічних матеріалів з метою визначення лімітів промислового вилучення риб з великих водосховищ і лиманів України. Київ: ІРГ УААН, 1998. С. 47.
 25. Топачевський О. В., Оксіюк О. П. Визначник прісноводних водоростей Української РСР XI. Діатомові водорості. Київ: Наук. думка, 1960. 411 с.
 26. Кондратьєва Н. В. Визначник прісноводних водоростей Української РСР. Синьо-зелені водорості. Київ: Наук. думка, 1968. 524 с.
 27. Матвієнко О. М., Догадіна Т. В. Визначник прісноводних водоростей Української РСР X. Жовтозелені водорості. Київ: Наук. думка, 1978. 600 с.
 28. Асаул З. І. Визначник евгленових водоростей Української РСР XI. Київ: Наук. думка, 1975. 407 с.
 29. Шерман І. М., Вітюков Ю. Є., Кутіщев П. С. Зоопланктон Дніпровсько-Бузького лиману в зв'язку з рибогосподарською експлуатацією

акваторії. *Таврійський науковий вісник*. Херсон: Айлант. 2008. Вип. 58. С. 325–329.

30. Кутіщев П. С., Шерман І. М. Видовий склад і продукційні можливості харчових гідробіонтів Дніпровсько-Бузького лиману. *Рибогосподарська наука України*. 2009. С. 33–48.

REFERENCES

1. *V Ukraini na 6% zbil'shylosja spozhyvannja ryby ta rybnyh produktiv* [In Ukraine, the consumption of fish and fish products increased by 6%]. Government portal. URL: <https://www.kmu.gov.ua/news/v-ukrayini-na-6-zbilshilosya-spozhyvannya-ribi-ta-ribnih-produktiv-derzhribagentstvo> [in Ukrainian].
2. Grynzhevs'kyj M. V. (1998). *Akvakul'tura Ukrainy (organizacijno-ekonomichni aspekty)* [Aquaculture of Ukraine (organizational and economic aspects)]. Lviv: Free Ukraine. [in Ukrainian].
3. Sherman I. M., Rylov V. G. (2005). *Tehnologija vyrobnyctva produkcii' rybnyctva: pidruchnyk* [Production technology of fishery products: a textbook]. Approval Ministry of Agrarian Policy. Kyiv: Higher education. [in Ukrainian].
4. Buzevych I. Ju. (2011). *Rezul'taty vseleennja roslynoi'dnyh ryb u dniprovs'ki vodoshovyshha* [The results of the introduction of herbivorous fish into the Dnieper reservoirs]. *Fisheries science of Ukraine*, no. 4, 4–9. [in Ukrainian].
5. Sherman I. M., Gejna K. M., Kozij M. S., Kutishhev P. S., Volichenko Ju. M. (2017). *Rybnyctvo ta rybal'stvo transformovanyh rичkovykh system pivd-nja Ukrainy: naukova monografija* [Fishing and fishery of transformed river systems of southern Ukraine: scientific monograph]. Kherson: Gryn D.S. [in Ukrainian].
6. Saf'janov, G. A. (1987). *Estuaryy* [Estuaries]. Moscow. [in Russian].
7. Corell D. (1978). Estuarine productivity. *Bioscience*, 28, 640–650.
8. Zhukinskij V. N. (1987). *Ust'evye oblasti rek i limany severo-zapadnogo Prichernomor'ja. Priroda Ukrainskoj SSR. Morja i vnutrennie vody* [Estuarine areas of rivers and estuaries of the northwestern Black Sea region. Nature of the Ukrainian SSR. Seas and inland waters]. Kyiv: Naukova dumka. [in Ukrainian]
9. Timchenko V. M., Gil'man V. L., Korzhov Je. I. (2012). *Gidrologichni zasady polipshennja stanu ekosystemy ponyzzja Dnipro* [Hydrological principles of improving the state of the lower Dnipro ecosystem]. Proceedings of the Conference “Modern problems of hydroecology. Perspectives, ways and methods of solutions”. Kherson. [in Ukrainian].
10. Minaeva G. N., Samoilenko L. M., Kucherjavaja A. N. (2008). *Kolichestvennye charakteristiki planktostoka nizhnego Dnepra* [Quantitative charac-

- teristics of the plankstock runoff of the lower Dnieper]. Proceedings of the International Scientific Conference “Modern problems of hydrobiology. Prospects, ways and methods of solutions – 2”. Kherson. [in Ukrainian].
11. Kutishhev P. S., Vitjukov Ju. Je., Lobanov I. A. (2006). *Fitoplankton Dni-provs'ko-Buz'kogo lymanu v zv'jazku z rybogospodars'kym vykorystannjam* [Phytoplankton of the Dnieper-Buzka estuary in connection with fishery use]. *Fish farming*, Issue 65, 220–224. [in Ukrainian].
 12. Sherman I. M., Pelyh V. G., Kutishhev P. S. (2009). *Dynamika rozvytku fitoplanktonu Dni-provs'ko-Buz'kogo lymanu* [Dynamics of phytoplankton development of the Dnieper-Buzka estuary]. *Taurian Scientific Herald*, Issue 62, 131–134. [in Ukrainian].
 13. Kutishhev P. S., Sherman I. M. (2009). *Vydovyj sklad i produkciyni mozhlyvosti harchovyh gidrobiontiv Dni-provs'ko-Buz'kogo lymanu* [Species composition and production capabilities of food hydrobionts of the Dnieper-Buzka estuary]. *Fisheries science of Ukraine*, Vol. 4, 33–48. [in Ukrainian].
 14. Polishhuk V. S., Kutishhev P. S., Minajeva G. M. (2009). *Dynamika zapasiv fitoplanktonu u Dni-provs'ko-Buz'komu lymani* [Dynamics of phytoplankton stocks in the Dnieper-Buzka estuary]. *Taurian Scientific Herald*, Issue 66, 192–197. [in Ukrainian].
 15. Polishhuk V. S., Kutishhev P. S., Minajeva G. M., Samoilenko L. M. (2011). *Osoblyvosti formuvannja skladu ta kil'kisnogo rozvytku planktonu u Dni-provs'ko-Buz'komu lymani, perspektyvy jogo vykorystannja* [Peculiarities of the formation of the composition and quantitative development of plankton in the Dnieper-Buzka estuary, prospects for its use]. Ways of preservation and restoration of fish farming and aquatic ecosystems in the Polish region. Rivne. 63–72. [in Ukrainian].
 16. Zhukinskij V. N., Zhuravleva L. A., Ivanov A. I. & etc. (1989). *Dne-provsko-Bugskaja jestuarnaja jekosistema* [Dnieper-Bug estuarine ecosystem]. Ander edit. Yu. P. Zaitsev; Academy of Sciences of the Ukrainian SSR. Institute of Hydrobiology. Kyiv: Scientific Opinion. [in Ukrainian].
 17. Klokov V. M., Karpova G. A., Kozyna S. Ja. (1988). *Rastytel'nost' Dne-provskoj ust'evoj oblasti y Dneprovsko-Bugskogo lymana* [Vegetation of the Dnieper estuary region and the Dnieper-Bug estuary]. Proceedings of the 2nd the Other All-Union conf. on higher aquatic and coastal aquatic plants. Bohrok. 83–85. [in Ukrainian].
 18. Sherman I. M. (1989). *Resursosberegajushhaja tehnologija proizvodstva tovarnoj ryby v malyh vodohranilishhah* [Resource-saving technology for the production of commercial fish in small reservoirs]. Proceeding of the meeting “Resource-saving technology for growing fish”, Stara Zagora (Bulgaria). [in Russian].

19. Sherman I. M., Pylypenko Ju. V., Shevchenko P. G. (2009). *Zagal'na ihtiologija: pidruchnyk* [General ichthyology: a textbook]. Kyiv: Agrarian education. [in Ukrainian].
20. Brjuzgin V. L. (1969). *Metody izuchenija rosta ryb po cheshue, kostjam i otolitam* [Methods for studying fish growth from scales, bones and otoliths]. Kyiv: Naukova Dumka. [in Russian].
21. Kutishhev P. S., Goncharova O. V. (2020). *Sposib provedennja morfometrychnyh vymirjuvan' ihtiologichnogo materialu na riznyh stadijah rozvytku* [The method of conducting morphometric measurements of ichthyological material at different stages of development]. Patent 143483 Ukraine: МПК A01K61/10, G01B 7/00, G06F 7/00. № u202001911; 2020, Bull. no. 14. 4 c. [in Ukrainian].
22. Krazhan S. A., Hyzhnjak M. I. (2014). *Pryrodna kormova baza rybogospodar'kyh vodojm: navchal'nyj posibnyk* [Natural fodder base of fishing ponds: study guide]. Kyiv: Agrarna osvita. [in Ukrainian].
23. Sherman I. M., Hyzhnjak M. I., Kutishhev P. S., Krazhan S. A. (2021). *Zhyvlennja ta godivlja ryb* [Food and feeding of fish]. Kherson: FOP Vyshemyrs'kyj V.S. [in Ukrainian].
24. Sherman I. M., Vitjukov Ju. Je., Kutishhev P. S. (1998). *Metodyka zboru i obrobky ihtiologichnyh i gidrobiologichnyh materialiv z metoju vyznachennja limitiv promyslovogo vyluchennja ryb z velykyh vodoshovyshh i lymaniv Ukrai'ny* [Methods of collecting and processing ichthyological and hydrobiological materials for the purpose of determining the limits of industrial extraction of fish from large reservoirs and estuaries of Ukraine]. Kyiv: IRG UAAN. [in Ukrainian].
25. Topachevs'kyj O. V., Oksijuk O. P. (1960). *Vyznachnyk prisnovodnyh vodorostej Ukrai'ns'koi' RSR. XI. Diatomovi vodorosti* [Determinant of freshwater algae of the Ukrainian SSR. XI. Diatom]. Kyiv: Nauk. dumka. [in Ukrainian].
26. Kondrat'jeva N. V. (1968). *Vyznachnyk prisnovodnyh vodorostej Ukrai'ns'koi' RSR. Syn'o-zeleni vodorosti* [Determinant of freshwater algae of the Ukrainian SSR. Blue-green algae]. Kyiv: Nauk. dumka. [in Ukrainian].
27. Matvijenko O. M., Dogadina T. V. (1978). *Vyznachnyk prisnovodnyh vodorostej Ukrai'ns'koi' RSR. X. Zhovtozeleni vodorosti* [Determinant of freshwater algae of the Ukrainian SSR H. Yellow-green algae]. Kyiv: Nauk. dumka. [in Ukrainian].
28. Asaul Z. I. (1975). *Vyznachnyk evglenovyh vodorostej Ukrai'ns'koi' RSR* [Determinant of euglena algae of the Ukrainian SSR]. XI. Kyiv: Nauk. dumka. [in Ukrainian].
29. Sherman I. M., Vitjukov Ju. Je., Kutishhev P. S. (2008). *Zooplankton Dniprovs'ko-Buz'kogo lymanu v zv'jazku z rybogospodars'koju*

- ekspluatacijeju akvatorii* [Zooplankton of the Dnieper-Buzka estuary in connection with fishery exploitation of the water area]. *Tavrijs'kyj naukovyj visnyk*, Issue 58, 325–329. [in Ukrainian].
30. Kutishhev P. S, Sherman I. M. (2009). *Vydovyj sklad i produkciyni mozhyvosti harchovyh gidrobiontiv Dniprovs'ko-Buz'kogo lymanu* [Species composition and production capabilities of food hydrobionts of the Dnieper-Buzka estuary]. *Rybogospodars'ka nauka Ukrainy*. 2009. С. 33–48. [in Ukrainian].

АНАЛІЗ ОЦІНКИ ЯКІСНОГО ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ВОДНО-БОЛОТНИХ УГІДЬ НПП НИЖНЬОДНІСТРОВСЬКИЙ

*Алмашова В.С. – к. с.-г. н., доцент,
Херсонський державний аграрно-економічний університет,
vikadiana1981@gmail.com*

Дослідження та оцінка стану території природно-заповідного фонду України (як ділянок суходолу, так і водного простору) мають особливу природоохоронну, наукову, естетичну та рекреаційну цінність завжди були актуальними в контексті збереження природної різноманітності. Основною метою створення Національних природних парків і є саме ці види діяльності, які в подальшому дозволять повноцінно розвиватися всім видам флори та фауни, які адаптовані до певних кліматичних умов [1].

В даній статті наведені дані наукових досліджень та їх аналіз, які стосуються сучасних проблем раціонального використання водно-болотних угідь Нижньодністровського національного природного парку, який знаходиться на території Одеської області. Екологічна експертиза аналізу сучасного стану водно-болотних угідь території Нижньодністровського НПП показала, що певні антропогенні чинники негативно впливають на стан якості водоймищ даного НПП, тому що протягом років досліджень було зафіксовано підвищений вміст НХР (небезпечних хімічних речовин), які перевищували ГДК скидів у річку Дністер, а вона є основним джерелом водозабезпечення парку та прилеглих міст і селищ. Також несанкціоновані рекреаційні зони масового відпочинку, випасання ВРХ (великої рогатої худоби), стихійні сміттєзвалище по береговій лінії території водно-болотних угідь теж погіршили якість водойми. На основі отриманих даних зроблено висновок, що в водоймах водно-болотних угідь НПП Нижньодністровський відбуваються процеси направлені на підвищення евтрифікації водойми, тобто збагачення біогенними елементами, що супроводжується знищенням продуктивності водойми на даній території. Якість води за видовим складом макрофітів відноситься до мезосапробної зони забруднення (II та III класу), тобто її якість є добра та місцями задовільна, тому слід постійно моніторити ГДК небезпечних речовин водно-болотних угідь.

Ключові слова: водно-болотні угіддя, фауна, водойми, річки, заплави, антропогенні чинники забруднення, Національний природний парк, якість води.

Актуальність проблеми. Моніторинг та оцінка якості поверхневих вод завжди була і залишається актуальною не лише для екологів-науковців, а й для населення. Проблема якісного стану водних ресурсів вимагає

постійної уваги до даної ситуації тому, що антропогенні чинники постійно негативно впливають на дані об'єкти і тим самим (при нераціональному своєму господарюванні) погіршують цей важливий показник.

В сучасних умовах, на превеликий жаль, не завжди є можливість проводити комплексні наукові дослідження, які потребують спеціалістів з даного профілю, значних матеріальних витрат, лабораторного устаткування і спеціального обладнання. В такому випадку є можливість застосування методів біоіндикації, який отримав останнім часом широке визнання та розповсюдження. Водні рослини, залежно від своєї біологічної особливості, морфології та анатомічних показників, можуть бути біоіндикаторами стану водойм та слугувати предметом глобального моніторингу водних об'єктів [4].

Наукові дослідження, які проводилися на території Нижньодністровського національного природного парку, включали в себе проведення аналізу досліджень використання водно-болотних угідь та визначення їх сучасного стану під дією антропогенних факторів. Головною метою даних досліджень було визначення загальних природних процесів забезпечення спостереження за зміною екосистеми даної території, проведення екологічного прогнозування, моніторингу водойми та спостереження за флорою та фауною [2].

Постановка завдання. Провести екологічний моніторинг водно-болотних угідь НПП Нижньодністровський, дослідити сучасний кількісний склад та ГДК забруднюючих речовин в водоймі, проаналізувати джерела антропогенного впливу на стан р. Дністер та ознайомитися з першопричинами погіршення водного режиму на території даного водно-болотного угіддя НПП.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. За результатами аналізу літературних джерел наукових досліджень стосовно екологічного стану водних ресурсів відомо, що до певного часу наша країна розвивалася на основі інтенсивного підходу до використання власного природного ресурсного потенціалу та для отримання економічних прибутків за радянські часи особливо не піклувалася про якість компонентів довкілля.

Антропогенним чинником тут було те, що велика кількість була вилову риби, що іноді спричиняло частковому зменшенню, а місцями і зникненню певних її видів, або до зменшення її чисельності. Також інтенсивний вилов риби та використання природного ресурсного потенціалу відбулося і на показниках використання водних ресурсів усіх сферах господарювання, а також неякісний стан водойми. Пік кризи в перехідний період позначалися і на зменшенні забору і використання водних ресурсів в басейні річки Дністер.

Так, за фактами досліджень у 2005 році з річки було забрано 700 млн метрів кубічних води, що становить 5 % від загального збору

води в Україні відповідно, і забір об'єму використання свіжої води з річки Дністер до 2004 року суттєво зменшувався. А у 2005 цей показник складав 530 млн кубічних метрів. Таке явище науковці пояснювали тим, що йшло значне скорочення виробничих потреб у водогосподарському промисловому секторі паралельно значним зменшенням витрат водних ресурсів спостерігалось і на використання для сільського господарства, тому що краплинне зрошування вже передбачало економію розходу води.

Стосовно головних компонентів водогосподарського комплексу річки Дністер науковці визначають, що вона забезпечує водопостачання міст, населених пунктів, підприємств промислових об'єктів, сільського господарства та обводнення тих регіонів, які на півдні України є посушливими. Також використовуються води Дністровського водопостачання в гідроенергетиці та для ведення рибного господарства і рекреації.

Аналізуючи велику кількість літературних джерел стосовно господарської структури водогосподарського використання в басейні річки Дністер з періоду 1980 по 2000 роки, акцент слід ставити на тенденціях та закономірностях застосування води в великій кількості на різні водогосподарські потреби [3].

Значного погіршення норм якості води річки Дністер в цей час досягло такого рівня (як свідчать науковці), що при тенденції деградації водних екосистем іде зниження продуктивності даної водойми. При цьому погіршувався якісний стан водного середовища зменшувалася розмноження риб та фауни в даній частині річки поблизу міста Одеси, а також зниження вилову риби, яка раніше відповідала показникам якості високого рівня. Це призводило щодо того, що велика частина риби була гинула від забрудненого середовища [4, 5]. Саме в цей час і був великий пік спалаху холери та кишкової палички. Створювались місця для карантину, а також дивилися за визначенням якості рибної продукції, тому що через забруднення водно-болотних угідь спостерігали підвищення ГДС у водоймах. В цей період значного забруднення басейну річки Дністра було забруднення промисловості підприємства та об'єктами ЖКГ. Було зафіксовано особливо погіршення у водному середовищу басейну р. Дністер солями амонію, нафтопродуктами та важкими металами. Головною причиною забруднення поверхневих стоків вод Дністровського басейну були:

– з очисних споруд надходили скиди недостатньо очищених комунальних побутово-промислових стічних вод та через систему міської каналізації вони потрапляли у безпосередню саму річку Дністер.

– до води річки Дністер потрапляли з поверхневими стоками хімічні речовини від сільськогосподарських угідь (мінеральні добрива, якими обробляли прилеглу до водойми сільськогосподарську територію) також потрапляли до складу даної водної території;

– паралельно з цим спостерігалися ерозії прибережної території на водозабірній площі, тобто відбувалася така собі абразія берегової лінії.

Методи проведення дослідження. Відповідно вимог до складу і властивостей води водойм у пунктах питного і санітарного водокористування вміст розчиненого кисню в пробі, відібраної до 12 годин дня, не повинен бути меншим за 4 мг/дм³ у будь-який період року; для водойм рибогосподарського призначення концентрація розчиненого у воді кисню не повинна бути нижча 4 мг/дм³ у зимовий період (при льодоставі) і 6 мг/дм³ – у літній [6].

Стосовно визначення кисню з територій поверхневих вод методикою включено в програми спостережень з метою оцінки умов існування гідробіонтів, у тому числі риб, а також як непряма характеристика оцінки якості поверхневих вод і регулювання процесу очищення стоків. Вміст кисню є суттєвим для аеробного дихання і є індикатором біологічної активності у водоймі [7].

У нормативних документах (наприклад ISO 5667-2) наведено загальні вимоги та рекомендації, які слід використовувати для отримання репрезентативних 10 проб. Різні види водойм (водних об'єктів) зумовлюють деякі особливості відбору проб в кожному випадку. Розглянемо основні з них. Проби з річок та водних потоків відбирають для визначення якості води в басейні річки, придатності води для харчового використання, зрошення, для водопою худоби, риборозведення, купання і водного спорту, встановлення джерел забруднення [9].

Слід зазначити, що якість води у водоймах (як в озерах, так й у річках) носить циклічний характер, причому спостерігається добова і сезонна циклічність. З цієї причини щоденні проби слід відбирати в один і той же час доби (наприклад, о 12:00), а тривалість сезонних досліджень повинна бути не менше 1 року, включаючи дослідження серій проб, відібраних протягом кожної пори року. Це особливо важливо для визначення якості води в річках, що мають різко відмінні режими – межень і паводок. Рівень забруднення води і клас якості (залежно від показника розчинного кисню) наведено в таблиці 1.

Таблиця 1. Рівень забруднення води і клас якості (залежно від показника розчинного кисню у водоймі)

Рівень забруднення води і клас якості	Розчинний кисень		
	літо, мг/дм ³	зима, мг/дм ³	% насичення
Дуже чисті, I	9	14–13	95
Чисті, II	8	12–11	80
Помірно забруднені, III	7–6	10–9	70
Забруднені, IV	5–4	5–4	60
Брудні, V	3–2	5–1	30
Дуже брудні, VI	0	0	0

Для визначення впливу місця скидання стічних вод і вод приток, проби відбирають вище за течією і точці, де відбулося повне змішання вод. Слід мати на увазі, що забруднення можуть бути нерівномірно поширені по потоку річки, тому зазвичай проби відбирають в місцях максимально бурхливої течії, де потоки добре перемішуються [10, 11]. Пробовідбірники поміщають вниз за течією потоку, розташовуючи на потрібній глибині.

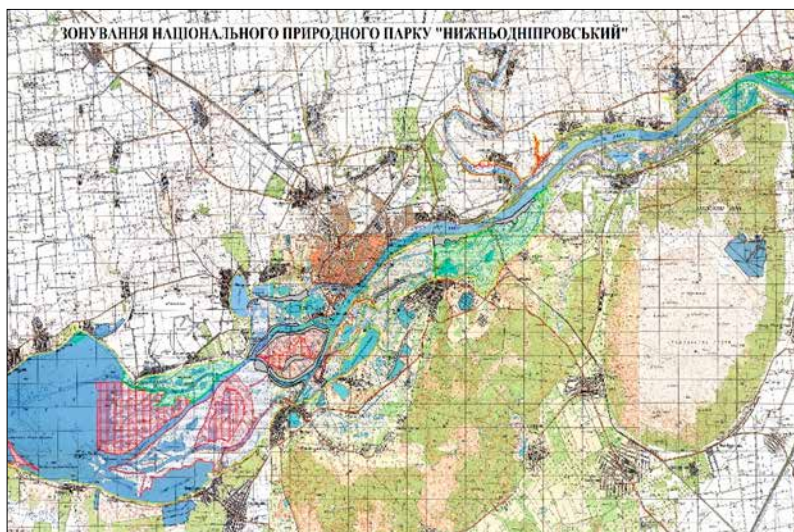
Результати досліджень та їх обговорення. Основою для досягнення стійкого збалансованого розвитку будь-якої території є не тільки наявність певної кількості водних ресурсів, але й їхня відповідна якість. Проблема забезпечення водними ресурсами в Україні є особливо гострою, оскільки за запасами води, що формуються на території країни й є доступними для використання, держава є однією з найменш забезпечених країн Європи. Мінімальний рівень водозабезпеченості, визначений ООН, становить 1,7 тис. м³ на рік на 1 людину. В Україні цей показник становить лише 1,0 тис. м³. Тому особливо гострим постає питання якості водних об'єктів в нашій країні, яке залежить від антропогенного фактору та частково від природних-кліматичних особливостей місцевості.

Різномічне вивчення проблем природокористування особливо актуальне для регіонів з високим ступенем господарського освоєння природних ресурсів, великою тривалістю (декілька століть) їх інтенсивної експлуатації. Саме до таких районів відноситься басейн Дністра. Дністер розташований на густозаселеній території з високим промисловим потенціалом (у верхній частині басейну) та інтенсивним розвитком сільського господарства (у середній та нижній частинах басейну). Значні коливання водного стоку, зливовий гідрологічний режим, висока інтенсивність водокористування та скид промислових, господарсько-побутових та сільськогосподарських стічних вод створюють у басейні Дністра нестабільну гідроекологічну ситуацію. Це зумовлює необхідність комплексного дослідження гідрохімічного стану басейну Дністра.

На сьогодні головною формою узагальнення моніторингу результатів наукових досліджень при спостереженні за якісним та кількісним станом водних ресурсів даного природного парку є акти перевірки Державної екологічної інспекції Одеської області, дослідження наукового відділу парку та Літопис парку, який ведеться відповідно програми Літопису природи для заповідників національних НПП України.

При дослідженнях було встановлено, що територія водно-болотних угідь, а зокрема плавні – являють собою такі ділянки, які живляться вологою від густої мережі руслових водотоків. Основним елементом на даній території для ландшафтної гирлової ділянки є пониззя річки Дністер (як заплавної озера). Виходячи з унікальності території по своєму біорізноманіттю, що зберігся в оточенні промислово-освоєних районів Одещини, дельта Дністра,

де розташовано Нижньодніпровський національний природний парк, являється природним багатством світового надбання (рисунок 1).



**Рис. 1. Зонування НПП Нижньодніпровський
(розташування водно-болотних угідь НПП та притоки р. Дністер)**

Отже, розглядаючи місцезнаходження Дніпровського лиману, куди входять перелік водних болотних угідь міжнародного значення Одеської області загальною площею Нижньодніпровського національного природного парку 21,5 га, що охоплює дельту Дніпра річки Дністер також разом з цим її заплавні озера рукави Дніпровський лиман. Також сюди входять смарагдові мережі, які складаються в основному з тієї частини території, яка утворює загальну її частину та складає особливий природоохоронний комплекс призначений для довгострокового життя різноманітного виду флори та фауни, а також для збереження їх основних місць розмноження та відновлення.

Головною рослиною флори Національного природного парку Нижньодніпровський на території водно-болотних угідь є очерет та рослини заплавного лісу, який підтримує усі різновиди рослинного та тваринного світу, що можуть перебувати під загрозою зникнення з даної території. Дослідники Нижньодніпровського національного природного парку розробляють науково обґрунтовані заходи разом з комплексами щодо мінімізації впливу антропогенних факторів на раціональне використання корисних властивостей водно-болотних угідь.

Стосовно заповідної зони Національного природного парку відомо, що до неї входять типові ландшафти водно-болотних угідь такі як: низинні

болота без ліса, заплави, ліс заболочений, великі ділянки з домінуючими деревноводною породою та коловодною рослинністю, чагарників. Основна частина території водно-болотних угідь НПП, а також прилиманні площі плавнів складають такі ділянки, що живляться вологою від густої мережі руслових водотоків. Усю основну частину території Нижньодністровського Національного природного парку окреслює русло річки Дністер, яка характеризується значною звивистою та великою кількістю вигинів, річища, меандрів. Згодом на території даної річки у залишеному основним потоком річища утворюється стариці. Під час повені з паводкових вод значною частиною поповнюються річки на півдні України не винятком є і річка Дністер та притоки рукавів, які після великої кількості накопичення води утворюють одну загальну частину водного середовища.

Головною рисою водойми території в майбутньому є притулком та простором для життя і розмноження більш як 1500 видів представників рослинно-тваринного світу. Через постійне поповнення водойм поповнюється і кількість різновидів риби на даній території тому велика кількість лящів, окунів, карасів, товстолобів, сомів розмножуються саме в цих заплавах Нижньодністровського НПП на території водно болотних угідь. До водно-болотних угідь даної території також належать надзаплавні тераси річки Дністра та самого Дністровського лиману.

Біотопне різноманіття на даній території зумовлює багатство рослинного світу водного середовища. Якщо характеризувати рослинний світ водноболотних угідь даного НПП, то слід сказати, що масиви деревних рослин розташовані саме на прирусливих валах річки Дністер, річки Турунчук та річки Глибокий Турунчук, які вздовж північного берега Дністровського лиману ростуть корінням у водно-болотних заплавах.

При проведенні дослідження було встановлено, що негативним впливом на водну екосистему Нижньодністровського НПП є антропогенні фактори на даній території, які створюють процеси забруднення та часткової деградації водноболотних угідь. Хочеться відзначити, що через те, що у минулому сторіччі проводилося будівництво Дубасарського водосховища та Дністровської ГЕС, то в цей період було відзначена зміна природного режиму паводкових вод. Паралельно змінювався водний режим. Через стрімкі паводкові потоки пішов інтенсивний промисел виловлювання риби та інтродукція нових видів риб з чим зросло браконьєрство на даній території.

Усі ці процеси призвели до того, що близькість Одеської промислово-міської агломерації і значна доступність до водноболотних угідь даної території сприяли формуванню неорганізованим ділянкам рекреації та відпочинком, що призвели до засмічення значної частини території Національного природного парку.

Що стосується характеристики річки Дністер, то можна сказати, що сама річка у верхній частині в межах українських Карпат – це типова гірська річка, яка має вузьку та глибоку долину, а потім йде аж до Хотинської височини, далі по своєму руслу в пониззі річка виходить на Причорноморську низовину. В середині течії річки Дністра є притоки, які впадають лише з лівого боку: Збруч, Стрипа, Смотрич, Золота Липа та Серет. Район злиття Турунчука з Дністром занесені до Міжнародного переліку Рамсарської конвенції стосовно захисту водно-болотних угідь. На цій території водно-болотних угідь дослідниками зареєстровано велика кількість риби під час нересту.

Води Дністра застосовують для водопостачання великої кількості населених пунктів, а також використовують для зрошення в різних сільськогосподарських та побутових цілях. У верхній частині Дністра, де вона бере початок, річку використовують як лісосплав. На певній території концентрація низки забруднюючих речовин вища гранично допустимих концентрацій. Це пов'язано з тим, що на Дністрі розташовані такі міста, як Могилів-Подільський, Ямпіль, Кам'янка, Дубасари, Бендери та ряд інших міст, які недобросовісно ведуть свою господарську діяльність і очисні споруди розташовують на прибережній її території, іноді скидаючи стоки побутових відходів водних саме в дану річку.

Сукупність певної групи водоростей (альгофлора), які живуть на поверхні Дністра на даний момент налічує 75 видів водоростей, з них 50 % становлять діамантові 40 % зелені та інші синьо-зелені водорості. На протязі усього вегетаційного періоду основу фітопланктону створюють діамантові та сильно-зелені водорості. Динаміка фітопланктону безпосередньо залежить від кліматичних умов сезонних характеристик та складного комплексу гідрохімічних і гідрогеологічних умов водойми. Протягом усіх чотирьох сезонів досліджування було встановлено діамантову групу водоростей на Дністрі із загальною чисельністю фітопланктонів понад 50 % була частка саме зелених водоростей. Влітку Дана видова різноманітність водоростей зменшувалася на 5 %.

Восени рівень розвитку маси фітопланктону в річці Дністер залишається достатньо високим вниз по течії річки Дністер в міру віддалення від антропогенних джерел забруднення, а також міру від надходження до нього притоки річки Старий лиман. Кількісний та якісний склад фітопланктону збагачувався, бо розвивався природним шляхом. На шляху розвитку природним шляхом утворювалася велика кількість органічної речовини, тому жива біомаса даного фітопланктону в майбутньому становилася їжею для великої кількості вид риб. Паводкові води значно впливають на розвиток видового складу альгофлори річки Дністер, яка під час великої кількості водойми транспортує значну кількість завислих речовин. Місця відбору

зразків води з водно-болотних угідь НПП Нижньодністровський поблизу с. Маяки наведено на рисунку 2.



Рис. 2. Місця відбору зразків води з водно-болотних угідь НПП Нижньодністровський

Як показали дослідження, то під час замулення води кількість видів фітопланктону зменшувалась приблизно до 10 %, і переважали діамантові. Під час зміни з літа на осінь видова різноманітність водоростей планктону на створі біля Дністра до 30 видів, що пов'язано з пониженням температури води. Характерним явищем для значної частини річки Дністер є повені та паводкові води, які під час паводків формують до

50 % річкового стоку. Інші відсотки це будуть стоки з природно господарських комплексів.

За даними проведених досліджень науковцями НПП Нижньодністровський було становлено, що на території при відборі проб води такі показники її якості, як розчинний кисень, БСК, нітрати та нітроти переважали значення нормативів ГДК. Дані досліджень наведені в таблиці 1. Регулювання якості та гідрологічного режиму річки Дністер слід контролювати щосезонно, тому що через втручання певних антропогенних факторів деякі показники погіршуються.

Екологічний стан водних об'єктів басейну річки Дністер і по сьогоднішній день є актуальною проблемою з точки зору екологічного стану тому що нераціональне застосування води в будь-якій сфері людської діяльності може призвести до негативних наслідків в даному регіоні стосовно водного середовища. Постійний моніторинг сучасної екологічної ситуації та стану басейнової території річки Дністер а також організація відповідно управління охорони та застосування водних ресурсів дає змогу нам окреслити коло більш актуальніших проблем які саме сьогодні підлягають під розглядання для нашої влади щоб в подальшому унебезпечити катастрофічний вплив антропогенного характеру на стан річки Дністер.

Одним із головних пріоритетів ведення державної водної політики та головною метою, яке б сприяло відновленню і створенню сталого функціонування річкових екологічних систем було б екологічне оздоровлення річкових басейнів.

Таблиця 1. Концентрації речовин у створах водозаборів Дністра (в одиницях кратності відповідних ГДК), 2021 р.

Показники складу та властивостей	Місце початку відбору проб та кінцеве при спостереженні за якістю води (р. Дністер, водозабір)		
	Норматив (не більше)	для м. Новий Розділ, Львівська область	для с. Маяки Одеська область
Завислі речовини	20	5,8 / 5,2	12,6 / 12,5
Розчинений кисень	>4	7,6 / 8,8	9,9 / 9,1
Хск	15	12,3 / 10,3	13,4 / 12,5
Бск ₅	3	2,6 / 2,4	3,4 / 3,1
Сульфати	100	45,6 / 39,6	49,6 / 47,2
Хлориди	300	47,3 / 57,0	34,2 / 28,0
Амоній сольовий	0,39	0,36 / 0,38	0,24 / 0,19
Нітрати	9,0	2,65 / 1,25	9,8 / 9,5
Нітроти	0,02	0,028 / 0,021	0,027 / 0,03
Фосфати	0,17	0,14 / 0,16	0,09 / 0,02
Залізо заг.	0,1	0,36 / 0,32	0,1 / 0,09

Висновки. Для території водно-болотного основним фактором природних змін є динаміка водного режиму. Зниження річкового стоку призводить до замулення, ізоляції водойм від водотоків, що сприяє їх обмілінню [12]. Після таких процесів відбувається значне збільшення площ, зайнятих болотною рослинністю. Останні десятиріччя це стало помітно на прикладі лучних угруповань, що з'явилися на території поряд з переїздом Маяки–Паланка, де очерет інтенсивно займає площі, які зайняті лучною рослинністю. Такі антропогенні зміни розширення площ очеретяних заростів та збільшення чисельності рослинності угіддя за характером є катастрофічними та несе за собою негативні наслідки.

Основними факторами антропогенних катастрофічних змін є будівництво гідроспоруд, ставкових систем, каналів, що призводить до зниження загального обводнення плавнів у результаті зарегулювання водотоків і зменшення стоку ріки. Негативно такі процеси вплинули і на чисельність лугових угруповань, 90 % території яких за останні десятиріччя перестали існувати, через будівництво траси Маяки – Паланка в сучасному вигляді, Дністровської ГЕС, рибоплідних ставків, а також через будівництво у 2005 р. човнової бази з штучними каналами, дорогами, котеджами біля с. Маяки, яке докорінно змінило заплавні луки, на місці яких було збудовано означену базу. Науково-технічна рада НПП Нижньодністровський надала проект іншого маршруту переробки в покращеному варіанті реконструкції, які не будуть погіршувати стан водно-болотних угідь.

Сучасна ж траса в своєму новому форматі – це майже суцільна дорожня траса-дамба, яка блокує нормальний водообмін у північній частині Дністровського лиману, внаслідок чого заплавні луки водно-болотного угіддя НПП Нижньодністровський замулюються та заростають очеретом. Серед послідовних змін найбільш значущими на території угіддя є випалювання та фенісекціальні зміни.

Отже, на основі проведених досліджень можна зробити висновки, що басейн р. Дністер розташований на густозаселеній території з високим промисловим потенціалом та інтенсивним розвитком сільського господарства (у середній та нижній частинах басейну). Значні коливання водного стоку, гідрологічний режим, висока інтенсивність водокористування та скид стічних вод створюють у басейні Дністра нестабільну гідроекологічну ситуацію водно-болотних угідь території НПП Нижньодністровський.

ANALYSIS OF THE ASSESSMENT OF THE QUALITATIVE ECOLOGICAL STATE OF WETLANDS OF THE LOWER DNIESTER NATIONAL NATURE PARK

*Almashova V.S. – Candidate of Agricultural Sciences, Associate Professor,
Kherson State Agrarian and Economic University,
vikadiana1981@gmail.com*

Research and assessment of the state of the territory of the nature reserve fund of Ukraine (both land and water areas) with special environmental, scientific, aesthetic and recreational value have always been relevant in the context of conservation of natural diversity. The main purpose of the creation of National Nature Parks (NNP) is precisely these activities, which will allow the full development of all species of flora and fauna adapted to certain climatic conditions [1].

This article presents the data of scientific research and their analysis concerning the current problems of rational use of wetlands in the Lower Dniester National Nature Park, which is located in the Odesa region. The environmental assessment of the analysis of the current state of the wetlands of the NNP showed that certain anthropogenic factors have a negative impact on the quality of the water bodies of this NNP, as during the years of research, an increased content of hazardous chemicals (HCS) was recorded, which exceeded the maximum permissible concentration for discharges into the Dniester River, which is the main source of water supply for the park and nearby cities and towns. Also, unauthorized recreational areas, cattle grazing, and illegal dumping along the shoreline of the wetlands have also worsened the quality of the water body.

Based on the data obtained, it was concluded that in the wetlands of the Lower Dniester National Nature Park there are processes aimed at increasing eutrophication of the reservoir, i.e. enrichment with nutrients, which is accompanied by the destruction of the productivity of the reservoir in this area. The water quality, according to the species composition of macrophytes, belongs to the mesosampling zone of pollution (class II and III), i.e. its quality is good and sometimes satisfactory, so the maximum permissible concentration of hazardous substances in wetlands should be constantly monitored.

Keywords: wetlands, fauna, water bodies, rivers, floodplains, anthropogenic pollution factors, National Nature Park, water quality.

ЛІТЕРАТУРА

1. Васенко О. Г. Інтегральні та комплексні оцінки стану навколишнього природного середовища: монографія. Харків: НУГЗУ, 2015. 419 с.
2. Клименко М. О., Бедункова О. О. Біоіндикація стану гідроекосистем за морфологічними та цитогенетичними характеристиками гомеостазу риби. Рівне: НУВГП, 2017. 302 с.
3. Голіков А. П., Козакова Н. А., Пересадько В. А. Водна безпека людства: глобальний і регіональний виміри. *Вісник Харківського національного університету імені В.Н. Каразіна. Серія: Міжнародні відносини. Економіка. Країнознавство. Туризм*. 2018. Випуск 7. С. 26–34.

4. Пічура В. І., Потравка Л. О., Скок С. В. Екологічний стан акваторії ріки Дніпро у зоні впливу урбосистем (на прикладі міста Херсон). *Водні біоресурси та аквакультура*. 2019. № 2. С. 19–34.
5. Хільчевський В. К., Забокрицька М. Р., Кравчинський Р. Л., Чунарьов О. В. Основні засади управління якістю водних ресурсів та їхня охорона : навч. посібник. Київ: ВПЦ Київський університет. 2015. 172 с.
6. Томільцева А. І., Яцик А. В., Мокін В. Б. та ін. Екологічні основи управління водними ресурсами. Київ: Інститут екологічного управління та збалансованого природокористування, 2017. 200 с.
7. Auerbach D. A., et al. Beyond concrete: accounting for ecosystem services from free-flowing rivers. *Ecosystem Services*. 2014. Vol. 10. PP. 1–5.
8. Gilvear D. J., Spray C. J., Casas-Mulet R. River rehabilitation for the delivery of multiple ecosystem services at the river network scale. *Journal of environmental management*. 2013. Vol. 126. P. 30–43. doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.03.026
9. Романенко В. Д., Жукинський В. М., Оксіюк О. П., Яцик А. В. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями. Київ : Символ. 1998. 28 с.
10. David N. Ogbonna. The Impact of Untreated Sewage Wastes discharge on the Physico-chemical properties of Rivers in Port Harcourt Metropolis. *World Journal of Scientific Research and Reviews*. Vol. 2, no. 2, September 2014. PP. 1–19.
11. Магась Н. І., Трохименко А. Г. Оцінка сучасного антропогенного навантаження на басейн річки Південний Буг. *Екологічна безпека*. 2013. Випуск 2. С. 48–52. URL: http://nbuv.gov.ua/UJRN/ekbez_2013_2_12
12. Биткова Т. В., Ричак Н. Л., Гричаний О. М. Використання дощової води на урбанізаційних територіях та управління якістю зливових стоків: еколого-економічні аспекти. *Вісник Харківського національного університету імені В.Н. Каразіна. Серія Економічна*. 2018. Випуск 94. С. 15–28. URL: <https://doi.org/10.26565/2311-2379-2018-94-02>

REFERENCES

1. Vasenko O. H. (2015). *Integralni ta kompleksni otsinky stanu navkolyshnoho pryrodnoho seredovyshcha* [Integral and complex assessments of the state of the environment]. Kharkiv: NUHZU. [in Ukrainian].
2. Klymenko M. O., Bedunkova O. O. (2017). *Bioindykatsiia stanu hidroekosystem za morfolohichnyimi ta tsytohennychnymi kharakterystykamy homeostazu ryb* [Bioindication of the state of hydroecosystems by morphological and cytogenetic characteristics of fish homeostasis]. Rivne: NUVHP. [in Ukrainian].

3. Holikov A. P., Kozakova N. A., Peresadko V. A. (2018). *Vodna bezpeka liudstva: hlobalnyi i rehionalnyi vymiry* [Human water security: global and regional dimensions]. *Visnyk Kharkivskoho natsionalnoho universytetu imeni V.N. Karazina. Serii: Mizhnarodni vidnosyny. Ekonomika. Krai-noznavstvo. Turyzm – Bulletin of Kharkiv National University V.N. Kara-zina. Series: International Relations. Economy. Local lore. Tourism*, Iss. 7, 26–34. [in Ukrainian].
4. Pichura V.I., Shakhman I. O., Bystriantseva A. M. (2018). *Prostorovo-chasova zakonomirnist formuvannia yakosti vody v richtsi Dnipro* [Spatial-tempo-ral regularity of water quality formation in the Dnieper River]. *Bioresursy i pryrodokorystuvanni – Bioresources and nature management*, Vol. 10, no. 1–2, 44–57. [in Ukrainian].
5. Khilchevskiy V. K., Zabokrytska M. R., Kravchynskiy R. L., Chunarov O. V. (2015). *Osnovni zasady upravlinnia yakistiu vodnykh resursiv ta yikhnia okhrona* [Basic principles of water quality management and their protec-tion]. Kyiv: VPTs Kyivskiy universytet. [in Ukrainian].
6. Tomiltseva A. I., Yatsyk A. V., Mokin V. B. ta in. (2017). *Ekolohichni osnovy upravlinnia vodnymy resursamy* [Ecological bases of water resources man-agement]. Kyiv: Instytut ekolohichnoho upravlinnia ta zbalansovanoho pry-rodokorystuvannia. [in Ukrainian].
7. Auerbach D. A., et al. (2014). Beyond concrete: accounting for ecosystem services from free-flowing rivers. *Ecosystem Services*, Vol. 10, 1–5.
8. Gilvear D. J., Spray C. J., Casas-Mulet R. (2013). River rehabilitation for the delivery of multiple ecosystem services at the river network scale. *Journal of environmental management*, Vol. 126, 30–43. URL: doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.03.026.
9. Romanenko V. D., Zhukynskiy V. M., Oksiiuk O. P., Yatsyk A. V. (1998). *Metodyka ekolohichnoi otsinky yakosti poverkhnevyykh vod za vidpovidnyimi katehoriiami* [Methods of ecological assessment of surface water quality by relevant categories]. Kyiv : Symvol. [in Ukrainian].
10. David N. Ogbonna (2014). The Impact of Untreated Sewage Wastes dis-charge on the Physico-chemical properties of Rivers in Port Harcourt Metropolis. *World Journal of Scientific Research and Reviews*, Vol. 2, no. 2, 1–19.
11. Magas N. I., Trokhimenko A. G. (2013). *Ocinka suchasnogo antropo-gennogo navantazhennja na basejn richky Pivdennyj Bug* [Estimation of modern anthropogenic load on the Southern Bug River basin]. *Ecological safety*, Issue 2, 48–52. URL: http://nbuv.gov.ua/UJRN/ekbez_2013_2_12/ [in Ukrainian]
12. Bytkova T. V., Rychak N. L., Hrychanyi O. M. (2018). *Vykorystannia dosh-chovoi vody na urbanizatsiinykh terytoriiakh ta upravlinnia yakistiu zly-*

vouykh stokiv: ekoloho-ekonomichni aspekt [Rainwater use in urban areas and stormwater quality management: environmental and economic aspects]. *Visnyk Kharkivskoho natsionalnoho univertsytetu imeni V.N. Karazina. Seriya Ekonomichna – Bulletin of Kharkiv National National University named after VN Karazina. Economic series*, Issue 94, 15–28. URL: //doi.org/10.26565/2311-2379-2018-94-02/ [in Ukrainian].

УДК 628.1(1-2)

DOI <https://doi.org/10.32782/wba.2024.1.7>

ЯКІСТЬ ПИТНОЇ ВОДИ З БЮВЕТІВ ТА СИСТЕМИ ЦЕНТРАЛІЗОВАНОГО ВОДОПОСТАЧАННЯ МІСТА ОДЕСА

*Бреус Д.С. – к.с.-г.н., доцент кафедри екології та сталого розвитку
імені професора Ю.В. Пилипенка,
Херсонський державний аграрно-економічний університет,
breusd87@gmail.com*

Вода є другим за важливістю компонентом, необхідним для життя людини. У системі факторів, що формують здоров'я людини, питній воді належить провідна роль. За даними Всесвітньої організації охорони здоров'я, 25 % населення мають ризик отримати захворювання, пов'язані з вживанням неякісної питної води. Важливість отримання якісної питної води для населення України підтверджена часом, і зараз, в умовах повномасштабної війни, це залишається однією з головних проблем Державної служби України з питань безпеки харчових продуктів та захисту споживачів. У статті розглядаються питання якості питної води, що постачається через бювети та систему централізованого водопостачання в місті Одеса. Проаналізовано результати досліджень води з різних джерел, включаючи бюветні комплекси та централізовану систему водопостачання. Вивчено основні фізико-хімічні показники, такі як рН, жорсткість, вміст натрію, калію, кальцію, нітратів та інших забруднювачів. Оцінено відповідність якості води санітарно-гігієнічним нормам і стандартам. Також досліджено вплив різних факторів, таких, як сезонні зміни, технічний стан водопровідних мереж та джерел водопостачання, на якість питної води. Виявлено основні проблеми та запропоновано рекомендації щодо поліпшення якості питної води для мешканців міста Одеса. Для визначення якості питної води було проведено оцінку вмісту основних хімічних елементів у воді, відібраній на контрольних точках, що розташовані територією міста. Зразки досліджували за допомогою портативних тестерів з іоноселективними електродами. Встановлено, що вміст основних макрокомпонентів у питній воді м. Одеси не перевищує гранично допустимих концентрацій (ГДК), встановлених українським (Державні санітарні правила і норми 2.2.4-171-10) стандартом якості поверхневих вод, призначених для питної потреби. Проведені дослідження показали нагальну потребу в оновленні та вдосконаленні систем водопостачання та водоочищення міста.

Результати дослідження мають важливе значення для забезпечення здоров'я населення міста Одеса та можуть стати основою для розробки стратегій і заходів щодо поліпшення якості питної води в регіоні.

Ключові слова: урбосистема, якість води, ГІС-технології, загальна токсичність, просторовий розподіл, макрокомпоненти.

Постановка завдання. Метою статті є визначення якості питної води в бюветах та у системі централізованого водопостачання міста Одеса.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Зараз майже всі великі міста відчувають дефіцит води. Споживання води в них у 10 разів вище, ніж у сільській місцевості, крім того, вода в містах гіршої якості, а іноді й не відповідає санітарним нормам через відсутність відповідних технологій, обладнання та коштів. Вода є основним природним ресурсом, який підтримує життя, екосистеми та людське суспільство. Таким чином, дослідження якісного складу та токсичного забруднення питної води у системах водопостачання великих міст є важливим питанням для сталого розвитку урбанізованих систем [1]. Статтею 15 Закону України «Про систему громадського здоров'я» визначено, що громадяни мають право на питну воду, безпечну для здоров'я та життя.

Відповідно до статті 7 Закону України «Про питну воду та питне водопостачання» держава гарантує захист прав споживачів у сфері питної води та питного водопостачання шляхом забезпечення кожної людини питною водою нормативної якості в межах науково обґрунтованих норм питного водопостачання залежно від району та умов проживання та шляхом здійснення заходів організаційного, науково-технічного, санітарно-епідеміологічного, екологічного, економічного та правового характеру щодо поліпшення якості питної води, розвитку питного водопостачання, захисту джерел і систем питного водопостачання [2].

Одеса є одним із найбільших споживачів водних ресурсів в Україні. Питна вода тут надходить з міської централізованої системи водопостачання. Його протяжність від витоку – річки Дністер до міста – 350 км. Річка протікає по території України та Молдови, де розташовано багато великих промислових і господарських підприємств, які скидають у річку велику кількість стічних вод. Значну роль у питному водопостачанні міста відіграють також бювети, які розташовані у всіх районах міста, і де люди можуть безкоштовно взяти питну воду. В Одесі 16 бюветів, і вони мають різні водоносні горизонти – від 120 до 350 метрів. Усі насоси обслуговує комунальне підприємство, за підрахунками якого щодня послугами бюветів користуються в середньому 45 тис. одеситів. Витрата води на одному бюветі становить 18–20 м³ на добу [3].

Протягом останніх років відповідні органи реєструють невідповідність якості питної води р. Дністер вимогам ДСТУ 4808:2007 «Джерела централізованого питного водопостачання. Гігієнічні та екологічні вимоги щодо якості води і правила вибирання» щодо джерела питного водопостачання (за бактеріологічними та хімічними показниками), в основному через скиди стічних вод вище водозабору. Підвищилася загальна мінералізація, твердість і вміст хлоридів. Бактеріологічні показники в районі водозабору, перевищують допустимі значення в десятки разів. Особливо гостро ці зміни проявляються взимку, коли річка вкривається льодом, а

також влітку через інтенсивні процеси випаровування та низький рівень води, що знижує її здатність до самоочищення [4].

Водоочищення та водопідготовка дністровської води для подальшого її використання в питних цілях здійснюється на водопровідній станції «Дністер», побудованій у 1873 році в селі Біляївка, що знаходиться за 33 км від Одеси. Середньодобовий запас питної води сьогодні становить близько 700000 м³/добу. Питна вода постачається у Одесу (75 %) та близько 50 населених пунктів області, в тому числі міста Південний, Білгород-Дністровський, Чорноморськ, Біляївка, Овідіополь. Кількість споживачів води становить понад мільйон осіб. Основними споживачами води є населення (69 %), державні підприємства (15,9 %), приватні підприємства (15,1 %).

Станція «Дністер» виконує освітлення, знебарвлення та знезараження води. Після цього вода тече по водопроводах до міста. Розподільча мережа міста (довжиною 1293 км) на 45 % складається з чавунних труб, на 26 % із сталевих і на 29 % із пластикових труб. Основна кількість водопроводів зі значно перевищеним терміном служби. Надзвичайно висока аварійність на трубопроводах призводить до втрат води, перебоїв у нормальному водопостачанні споживачів, збільшення витрат праці на ремонтно-відновлювальні роботи, а головне, сприяє погіршенню епідемічної ситуації в місті. Тривале транспортування води магістральними водопроводами та незадовільний технічний стан розподільної мережі створюють сприятливі умови для розвитку та накопичення мікрофлори, утворення біологічних забруднень та відкладень, що призводить до підвищення загальної токсичності води. Цьому також сприяє наявність у воді органічних речовин і біогенних елементів, які є субстратом для мікрофлори [5].

Внаслідок життєдіяльності та загибелі мікроорганізмів погіршується якість питної води: з'являється неприємний запах, підвищується каламутність і кольоровість, знижуються санітарно-біологічні показники. Відповідно до всього вищевикладеного контроль за якістю питної води є найважливішим питанням сталого розвитку суспільства, яке має великий вплив на здоров'я населення [6].

Виклад основного матеріалу дослідження. Для вивчення вмісту основних макрокомпонентів у воді відбирали проби в контрольних точках, розташованих по всьому місту (рисунок 1). Проби відбирали як з системи централізованого водопостачання (6 контрольних точок), так і з бюветів, що використовуються населенням для питних потреб (16 контрольних точок).

Відбір проб води проводився у лютому 2024 року. Аналізи проб питної води міста Одеса проводились портативними тестерами HoriBa LAQUAtwin з іоноселективними електродами. У рамках дослідження вимірювалися наступні параметри: катіони (Na⁺, K⁺, Ca²⁺), сполуки азоту



Рис. 1. Контрольні точки відбору проб води

(NO_3^-), солі (NaCl), електропровідність (Cond), pH і жорсткість води. За результатами проведених випробувань сформовано картографічний матеріал розподілу досліджуваних елементів у воді [7]. Гранично допустимі концентрації досліджуваних елементів у питній воді згідно з Державними санітарно-хімічними нормами наведені в таблиці 1.

Жорсткість води є одним із найважливіших показників якості, вона негативно впливає на здоров'я людини, а також має негативний вплив на трубопроводи, що призводить до утворення накипу [8]. Цей показник залежить від наявності розчинних і важкорозчинних мінеральних солей, головним чином кальцію (Ca^{2+}) і магнію (Mg^{2+}). Вимірювання жорсткості води має різні стандарти; відповідність одиниць представлена в таблиці 2. Поділ води на типи за німецькими ступенями жорсткості представлено в таблиці 3.

Таблиця 1. Санітарно-хімічні показники безпеки та якості питної води (ГДК)

Назва показника	Стандарт питної води згідно з Державними санітарними правилами і нормами 2.2.4-171-10	
	Централізоване водопостачання	Бювети
Na ⁺ , мг/дм ³	≤200	≤200
K ⁺ , мг/дм ³	2–20	2–20
Ca ²⁺ , мг/дм ³	≤130	25–75
NO ₃ ⁻ , мг/дм ³	≤50	≤10
NaCl, г/дм ³	0,1–0,6	0,1–0,6
Cond, μS/см	<800	<1500
pH	6,5–8,5	6,5–8,5

Таблиця 2. Відповідність одиниць жорсткості води

Жорсткість, мг-екв/дм ³	Кальцієва жорсткість, мг [Ca ²⁺]	Жорсткість, °dH	Жорсткість, °FH
1	20,04	2,8	5
2	40,08	5,6	10
4	80,16	11,2	20
6	120,24	16,8	30
8	160,32	22,4	40

Таблиця 3. Типізація питної води за жорсткістю

Тип води	Жорсткість, °dH
М'яка	0–3,37
Помірно жорстка	3,38–6,74
Жорстка	6,75–10,11
Дуже жорстка	≥10,12

Проведені дослідження відібраних проб питної води міста Одеса показали відповідність води санітарно-хімічним показникам безпеки та якості питної води, тобто гранично допустимим концентраціям елементів практично за всіма досліджуваними показниками. Результати випробувань представлені в таблиці 4.

Аналізуючи таблицю з даними про якість питної води, видно, що за показниками Na⁺ та K⁺ перевищення ГДК відповідно до ДСанПіН 2.2.4-171-10 відсутнє.

Натомість за показником вмісту нітратів у воді, відібраній з кюветак міста, майже у всіх місцях відбору спостерігається дворазове перевищення ГДК. Останні дослідження показують, що при аналізі води на нітрати їх рівень часто вищий у воді зі свердловин. Це пояснюється тим, що нітрати потрапляють у водоносний горизонт зі стоком добрив із сільськогосподар-

Таблиця 4. Показники якості питної води міста Одеса

Контрольна точка	Na ⁺ , мг/дм ³	K ⁺ , мг/дм ³	NO ₃ ⁻ , мг/дм ³	Ca ²⁺ , мг/дм ³	Hardness, мг-екв/дм ³	pH	Cond, μS/cm	NaCl, г/дм ³
Бювети								
1	110	4	24	41	2	7,6	1020	0,5
2	170	5	24	50	2	6,5	1200	0,6
3	25	4	15	100	5	7,5	520	0,3
4	70	3	14	12	1	7,5	440	0,2
5	130	4	22	25	1	7,5	810	0,4
6	24	2	9	21	1	6,4	290	0,2
7	76	3	14	12	1	7,6	475	0,2
8	91	3	16	24	1	6,7	540	0,3
9	98	3	17	21	1	6,8	630	0,3
10	100	3	18	27	1	7,0	650	0,3
11	110	3	17	16	1	6,6	635	0,3
12	150	4	22	47	2	7,4	985	0,5
13	200	5	22	23	1	7,8	1080	0,5
14	150	4	21	18	1	7,5	860	0,5
15	180	5	24	120	6	7,5	1400	0,7
16	75	4	15	50	2	6,5	520	0,3
Централізоване водопостачання								
1	23	4	14	89	4	7,7	550	0,3
2	27	4	15	91	5	6,9	520	0,3
3	30	4	15	110	5	7,5	520	0,3
4	39	4	14	96	5	7,6	540	0,3
5	23	4	15	99	5	7,5	530	0,4
6	25	4	15	100	5	6,3	550	0,3
Контроль	25	2	12	37	2	7,1	212	0.1

ських угідь, а вода, яка надходить зі свердловин безпосередньо з природних джерел, додатково не очищується, як вода у міській системі водопостачання [9]. Вміст нітратів у воді, відібраній з системи водопостачання, знаходиться в межах допустимих норм до води для питних потреб.

Вміст кальцію у системі водопостачання міста не перевищує ГДК. Гранична концентрація цього елемента згідно правил і норм встановлена на рівні 130 мг/дм³. Але його вміст у воді підвищений, що пояснюється відкладенням кальцію на внутрішніх стінках труб, що залежить від перевищення терміну служби більшості систем водопостачання міста.

У пробах води, відібраних з бюветів, перевищення встановлених норм виявлено лише на двох станціях, ці бювети знаходяться на Старокінному ринку та на вулиці Лиманській, остання розташована в безпосередній близькості від двох лиманів Куяльника та Хаджибейського, це призводить

до можливості потрапляння води лиману у водоносний горизонт, з якого насосна станція забирає воду.

Вміст кальцію у воді безпосередньо впливає на її жорсткість [10]. Відповідно до таблиць відповідності різних одиниць жорсткості води та класифікації питної води за жорсткістю більшість проб води, відібраних у бюветах, віднесено до «м'якої» та «помірно жорсткої» води, і лише дві проби показали «дуже жорсткий» тип води.

Аналізуючи таблицю з даними про жорсткість води, видно, що всі проби води, відібрані з системи водопостачання, мають тип «дуже жорстка». Причини цього – застаріла система водопостачання та неякісне обладнання водоочищення.

Вода найкраще відповідає потребам організму та рН крові. Норма рН крові показує, що його значення має коливатися від 7,35 до 7,45, в ідеалі кислотність води, яку людина щодня вживає, повинна бути однаковою [11]. Як видно з отриманих даних, рН відібраної води знаходиться в межах від 6,4 до 7,8. Цей результат відповідає нормам, встановленим для питної води. Тобто вся вода, яка була відібрана для аналізу, нейтральна за цим показником.

Електропровідність (ЕС) є вимірюванням здатності води проводити електрику, оскільки розчинені солі та інші неорганічні хімічні речовини проводять електрику, провідність зростає зі збільшенням солоності [12]. Тому ці два параметри залежать один від одного. Відповідно до стандартів питної води (Державні санітарні правила і норми 2.2.4-171-10) вода, відібрана як з системи централізованого водопостачання, так і з бюветів, відповідає гранично допустимим концентраціям у питній воді.

Дві точки відбору проб води з бюветів мають підвищену концентрацію солі і, як наслідок, підвищену електропровідність. У першому випадку причина підвищеного вмісту солі залежить від близького розташування насосної станції до лиманів, як і у варіанті з вмістом кальцію. У другому випадку вищий рівень NaCl залежить від глибини водоносного горизонту, оскільки ця насосна станція має найглибшу свердловину в Одесі. Враховуючи цей факт та враховуючи геологію підземних вод півдня України, можна зробити висновок, що вода для даної насосної станції надходить з чорноморського артезіанського басейну. У вертикальному розрізі цього басейну верхні горизонти підземних вод до глибини 100-300 м прісні, а глибші – солонуваті або солоні.

Висновки. У результаті проведених досліджень якості питної води міста Одеси встановлено, що показники вмісту основних макроелементів у воді, яка надходить із системи водопостачання, знаходяться в межах гранично допустимих концентрацій. Викликати занепокоєння може лише вміст кальцію, адже без своєчасного оновлення труб водопроводу міста в майбутньому цей показник може значно перевищувати нормативні.

Концентрація NO_3^- у воді з бюветів знаходиться в межах 15–24 мг/дм³, а допустима концентрація нітратів у підземних водах господарсько-питного призначення відповідно до ДСанПіН України 2.2.4-171-10 знаходиться на рівні 10 мг/дм³.

За показниками електропровідності та мінералізації вода, відібрана з бюветів, у більшості випадків не перевищує встановлених граничних значень – 1500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ та 0,6 г/л відповідно. Найгіршою за цими показниками виявилася вода, відібрана з кювету, що розташований на межі двох лиманів (1400 $\mu\text{S}/\text{cm}$ та 0,7 г/л). Вода з централізованої системи водопостачання за цими двома показниками була в межах 520-550 $\mu\text{S}/\text{cm}$ та 0,3–0,4 г/дм³, що є середнім значенням нормативів для питної води (800 $\mu\text{S}/\text{cm}$ та 0,1–0,6 г/дм³ відповідно).

THE QUALITY OF DRINKING WATER FROM PUMP STATIONS AND THE WATER SUPPLY SYSTEM OF ODESA

Breus D.S. – PhD in agriculture, Associate Professor at the Department of Ecology and Sustainable Development named by prof. Yu. V. Pylypenko, Kherson State Agrarian and Economic University, breusd87@gmail.com

Water is the second most important component necessary for human life. In the system of factors that form human health, drinking water has a leading role. According to the World Health Organization, 25 % of the population is at risk of getting diseases related to the consumption of poor-quality drinking water. The importance of obtaining high-quality drinking water for the population of Ukraine has been confirmed by time, and now, during a full-scale war, it remains one of the main problems of the State Service of Ukraine of Food Safety and Consumer Protection. The article examines the issue of the quality of drinking water supplied through pump stations and the centralized water supply system in Odesa. The results of water research taken from various sources, including pump stations and a water supply system, were analyzed. The main physical and chemical indicators, such as pH, hardness, sodium, potassium, calcium, nitrate and other pollutants, were studied. Compliance of water quality with sanitary and hygienic norms and standards was assessed. The influence of various factors, such as seasonal changes, the technical condition of water supply networks and water supply sources, on the quality of drinking water was also investigated. The main problems were identified and recommendations were made to improve the quality of drinking water for the citizens of Odesa. For the determination of drinking water quality the content of the main chemical elements in the drinking water, sampled on control points located throughout the city was carried out. The samples were studied using portable testers with ion-selective electrodes. It was determined that the content of the main macrocomponents in the drinking water of Odesa does not exceed the maximum permissible concentrations (MPC) established by Ukrainian (State Sanitary Rules and Norms 2.2.4-171-10) quality standard of surface water intended for drinking needs. It was established that general toxicity of drinking water within the territory of the city is primarily on average and high

levels. The conducted studies have shown an urgent need for updating and improving the city's water supply and water treatment systems.

The results of the study are important for ensuring the health of the citizens of Odesa and can become the basis for the development of strategies and measures to improve the quality of drinking water in the region.

Keywords: urban system, pump stations, city water supply system, water quality, macro components.

ЛІТЕРАТУРА

1. Pichura V., Potravka L., Skok S., Vdovenko N. Causal Regularities of Effect of Urban Systems on Condition of Hydro Ecosystem of Dnieper River. *Indian Journal of Ecology*, 2020, 47 (2), 273–280.
2. Pichura V., Potravka L., Barulina I. Agricultural Dependence of the Formation of Water Balance Stability of the Sluch River Basin Under Conditions of Climate Change. *Ecological Engineering & Environmental Technology*, 2023, 24(9), 300–325.
3. Kutishchev P., Heina K., Honcharova O., Korzhov Y. Zooplankton Spatial Distribution in the Dnieper-Bug Estuary. *Hydrobiological Journal*, 2021, 57(6), 17–32.
4. Skok S., Breus D., Almashova V. Assessment of the Effect of Biological Growth-Regulating Preparations on the Yield of Agricultural Crops under the Conditions of Steppe Zone. *Journal of Ecological Engineering*, 2023, 24(7), 135–144.
5. Бреус Д.С. Методичні підходи до вивчення мікробіологічної середовищ розподілу питної води. *Водні біоресурси та аквакультура*. 2023. № 1(13). С. 124–135.
6. Calvelo P. R., Monterroso C., Macias F. Phytotoxicity of hexachlorocyclohexane: effect on germination and early growth of different plant species. *Chemosphere*, 2010, 79(3), 326–333.
7. Breus D. S., Voznyuk N. M. Influence of biological agents on yield and quality of vegetable peas under the conditions of Steppe zone. *Вісник Національного університету водного господарства та природокористування*. 2023, 3(103), С. 3–19.
8. Tilman D. Functional diversity. *Encyclopedia of Biodiversity*, Academic Press, San Diego, CA. 2001. 109–120.
9. Gomez-Alvarez V., Revetta R. P., Domingo J. W. S. Metagenomic analyses of drinking water receiving different disinfection treatments. *Applied and Environmental Microbiology*. 2012. no. 78(10). 6095–6102.
10. Breus D., Dudyaeva O., Evtushenko O., Skok S. Organic agriculture as a component of the sustainable development of the Kherson region (Ukraine). *International Multidisciplinary Scientific GeoConference: SGEM*. 2018. no. 18(5.2). 691–697.

11. Boubetra A., Le Nestour F., Allaert C., Feinberg M. Validation of alternative methods for the control of drinking water: application to *Escherichia coli*. *Applied and Environmental Microbiology*. 2011. no. 70(10). 3360–3367.
12. Kahlisch L., Henne K., Gröbe L., Brettar I., Höfle M. Assessing the viability of bacterial species in drinking water by combined cellular and molecular analyses. *Microbial Ecology*. 2011. no. 63. 383–397.

REFERECES

1. Pichura V., Potravka L., Skok S., Vdovenko N. (2020). Causal Regularities of Effect of Urban Systems on Condition of Hydro Ecosystem of Dnieper River. *Indian Journal of Ecology*, 47 (2), 273–280.
2. Pichura V., Potravka L., Barulina I. (2023). Agricultural Dependence of the Formation of Water Balance Stability of the Sluch River Basin Under Conditions of Climate Change. *Ecological Engineering & Environmental Technology*, 24(9), 300–325.
3. Kutishchev P., Heina K., Honcharova O., Korzhov Y. (2021). Zooplankton Spatial Distribution in the Dnieper-Bug Estuary. *Hydrobiological Journal*, 57(6), 17–32.
4. Skok S., Breus D., Almashova V. (2023). Assessment of the Effect of Biological Growth-Regulating Preparations on the Yield of Agricultural Crops under the Conditions of Steppe Zone. *Journal of Ecological Engineering*, 24(7), 135–144.
5. Breus D. S. (2023). *Metodychni pidkhody do vyvchennia mikrobiolohichnoi seredy system rozpodilu pytnoi vody* [Methodical approaches to studying the microbiological environment of drinking water distribution systems]. *Aquatic bioresources and aquaculture*, no. 1(13), 124–135. [in Ukrainian].
6. Calvelo P. R., Monterroso C., Macias F. (2010). Phytotoxicity of hexachlorocyclohexane: effect on germination and early growth of different plant species. *Chemosphere*, 79(3), 326–333.
7. Breus D. S., Voznyuk N. M. (2023). Influence of biological agents on yield and quality of vegetable peas under the conditions of Steppe zone. *Bulletin of the National University of Water Management and Nature Management*, 3(103), 3–19.
8. Tilman D. (2001). Functional diversity. *Encyclopedia of Biodiversity*, Academic Press, San Diego, CA. 109–120.
9. Gomez-Alvarez V., Revetta R.P., Domingo J.W.S. (2012). Metagenomic analyses of drinking water receiving different disinfection treatments. *Applied and Environmental Microbiology*, no. 78(10), 6095–6102.
10. Breus D., Dudyayeva O., Evtushenko O., Skok S. (2018). Organic agriculture as a component of the sustainable development of the Kheson region

- (Ukraine). *International Multidisciplinary Scientific GeoConference: SGEM*, no. 18(5.2), 691–697.
11. Boubetra A., Le Nestour F., Allaert C., Feinberg M. (2011). Validation of alternative methods for the control of drinking water: application to *Escherichia coli*. *Applied and Environmental Microbiology*, no. 70(10), 3360–3367.
 12. Kahlisch L., Henne K., Gröbe L., Brettar I., Höfle M. (2011). Assessing the viability of bacterial species in drinking water by combined cellular and molecular analyses. *Microbial Ecology*, no. 63, 383–397.

ЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ ПІВДНЯ УКРАЇНИ ЗА ВПЛИВУ РОСІЙСЬКОЇ АГРЕСІЇ

Гончарова О.В. – к. с.-г. н., доцент,

Мельниченко С.Г. – аспірантка,

Херсонський державний аграрно-економічний університет,

anelsatori@gmail.com, softya.melnichenko.98@gmail.com

Дослідження впливу російської агресії на екологічний стан водних об'єктів на півдні України є надзвичайно актуальним через його глобальні та багатопланові наслідки. В умовах загострення напруженості конфлікту посилюється занепокоєння щодо екологічних наслідків військової активності, таких як забруднення від боєприпасів, розлив нафти та пошкодження критично важливих об'єктів інфраструктури, серед яких можна виділити водоочисні споруди. У даній статті продемонстровано актуальність та важливість приділенню уваги дослідження масштабів деградації довкілля та її наслідків для населення, екосистем та регіональної стабільності.

Об'єкт дослідження – водні об'єкти Півдня України.

Предмет дослідження – загальний огляд впливу бойових дій на водні об'єкти Півдня України.

Під час проведення дослідження було використано наступні методи: критичного аналізу, порівняння, систематизації наукової літератури при її огляді, статистичний.

Результати дослідження окресленої теми свідчать, що бойові дії призвели до руйнування і значного ушкодження інфраструктури, яка відповідала за водовідведення та водопостачання. Це стало причиною значного забруднення водних екосистем Півдня України небезпечними хімічними речовинами та важкими металами.

Чорне та Азовське моря, розташовані у цьому регіоні, стали об'єктом численних атак, що призвело до значної шкоди морським екосистемам. Військові дії поблизу портів, промислових підприємств та кораблів суттєво погіршили стан водних об'єктів.

Найбільш масштабною техногенною катастрофою стало підірив греблі Кавховської гідроелектростанції у червні 2023 року. Наслідком цього стало затоплення обширних територій та сильне забруднення водних об'єктів, що у свою чергу, мало негативний вплив на природні резервати, лісові масиви та призвело до жертв серед цивільного населення.

Важливою частиною відновлення водних об'єктів є злагоджена співпраця різних суб'єктів, таких як громадські організації, органи влади та міжнародні організації. Також, необхідно провести реформи в екологічному законодавстві та організаційній сфері, здійснити відновлення водної інфраструктури та впровадити механізми для очищення значно пошкоджених водних екосистем. Проведення ефективного екологічного моніторингу та залучення іноземних інвестицій також є ключовими аспектами відновлення сталості водних об'єктів Півдня України.

Перспективи подальших наукових досліджень з означеної тематики полягають у детальному аналізі впливу бойових дій на екологічний стан конкретних водних об'єктів Півдня України, які зазнали найбільших забруднень та руйнувань.

Ключові слова: водні об'єкти, Південь України, екологічний стан, війна, сталий розвиток, повоєнне відновлення.

Постановка проблеми. В умовах сьогодення, коли триває повномасштабна війна Росії проти України, все більшого значення в контексті національної безпеки набуває екологічна безпека на різних територіальних рівнях. З огляду на те, що екологічна складова впливає і на економічний потенціал, і на якість життя населення різних територій – її вивчення є досить актуальним та перспективним.

У більшості регіонів, зокрема Півдня та Сходу України, неможливо повною мірою оцінити вплив війни на природні, зокрема і водні екосистеми із цілої низки об'єктивних причин. По-перше, деякі території є особливо небезпечними, через що, до них немає доступу кваліфікованих фахівців для здобуття необхідної інформації про стан навколишнього середовища. По-друге, на цілій низці окупованих та тільки що звільнених територій відсутня достатня кількість необхідних даних, або ж вони тільки починають збиратись та узагальнюватись.

Військові дії призводять до забруднення всіх компонентів природної екосистеми, не виключенням у цьому контексті є і водні ресурси Півдня України. З огляду на те, що наразі, у зв'язку з війною, водні ресурси цього регіону найбільше забруднюються отруйними речовинами, хімікатами та нафтою – що призводить до загибелі водних біоресурсів та значного погіршення екологічного стану водних об'єктів, їх вивчення набуває дедалі більшої актуальності та потребує нагального вирішення.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Упродовж 2022–2023 років вектор досліджень щодо впливу війни на екосистему у найбільш небезпечних регіонах України, в тому числі і Півдня, у науково-оглядових працях мають більшість вітчизняних науковців. За цей час, вже було здійснено комплексний аналіз цього впливу та його наслідків на найближчі десятиліття на всі компоненти природного середовища: повітряний басейн; земельні ресурси; водні об'єкти; об'єкти природно-заповідного фонду та ліси [1–2].

Зокрема, ціла низка проведених наукових досліджень відображає інформацію, яка свідчить про погіршення стану навколишнього середовища на Півдні України внаслідок воєнних дій. Значні руйнування гідротехнічних споруд та високий рівень мілітаризації окремих територій призвели до потрапляння у водні екосистеми значної кількості забруднюючих та небезпечних для живих організмів речовин [4, 9].

Триваючий збройний конфлікт та його вплив на екологічний стан водних об'єктів регіону став причиною інших екологічних катастроф,

зокрема: погіршення стану прибережних територій; втрата великої кількості біорізноманіття; забруднення водно-болотних угідь; зміна гідрологічного режиму більшості водних об'єктів з втратою біотопів [6].

До того ж, низка наукових досліджень містить результати, які свідчать про те, що забруднення водних об'єктів на Півдні України, в першу чергу, має значні наслідки для населення [10, 13]. Підвищений рівень небезпечних речовин у водному середовищі, зокрема, важких металів та пестицидів може негативно вплинути на якість питної води та стати причиною цілої низки спалаху захворювань, особливо це стосується територій, які найбільше постраждали від воєнних дій.

Недостатній рівень нормативно-правового регулювання та управління водними ресурсами, а також відсутність доступу до водних об'єктів, які знаходяться на окупованих територіях ще більше ускладнює їх екологічний стан. Також, відсутність належного рівня координації між українською владою та міжнародними організаціями ускладнює надання допомоги постраждалим територіальним громадам щодо пом'якшення екологічних наслідків війни [12].

Постановка завдання. Надати загальну характеристику впливу бойових дій на водні екосистеми Півдня України та запропонувати заходи щодо пом'якшення та відновлення їх екологічного стану.

Матеріали і методи дослідження. Інформаційною основою досліджень стали наукові напрацювання вітчизняних науковців стосовно впливу війни на водні екосистеми України в цілому, Півдня – зокрема.

Під час написання роботи було використано наступні методи: критичного аналізу, синтезу, порівняння, статистичний.

Результати досліджень. Вода як природний ресурс є одним з провідних показників, за яким оцінюють сталий розвиток будь-якої території. Якщо ж, в межах країни немає достатньої кількості водних ресурсів різного походження, то її соціально-економічний розвиток уповільнюється, відповідно – знижується якість життя населення.

Триваюча повномасштабна війна, яка почалася у лютому 2022 року, негативно впливає на навколишнє середовище, у тому числі і на водні екосистеми.

Зазначимо, що протягом усього періоду ведення бойових дій на території півдня України, час від часу відбувалось відключення електроенергії на об'єктах, які здійснюють скидання стічних вод, було зруйновано цілу низку об'єктів критичної інфраструктури які здійснюють водовідведення та водопостачання, водні екосистеми забруднювались великою кількістю небезпечних хімічних речовин. Так, у більшості міст та населених пунктів південної частини України, унаслідок свого місцезнаходження у зоні бойових дій, за весь час війни безліч разів було пошкоджено критичні для вод-

ного господарства об'єкти, внаслідок чого було створено передумови для швидкого аварійного забруднення водних екосистем, що значно вплинуло на якість питної води в регіоні [11].

Слід наголосити на тому, що в межах півдня України знаходиться велика кількість боеприпасів, які виділяють небезпечні речовини, які у подальшому проникають у ґрунтовий покрив і в подальшому – чинять значний негативний вплив на підземні та поверхневі води. Внаслідок використання різної зброї, у водні об'єкти Херсонської, Миколаївської та Одеської областей потрапляє значна кількість важких металів, гексогену, тринітротолуолу та інших небезпечних для життя населення речовин.

Упродовж усього періоду повномасштабної війни, значних негативних впливів на півдні України зазнали Чорне та Азовське моря. Уздовж узбереж'я цих водних об'єктів багато разів було атаковано цивільну інфраструктуру, промислові підприємства та кораблі, що теж завдало значної шкоди водним екосистемам [8].

Просторово, у межах півдня України, в прибережних частинах Чорного моря знаходиться досить значна кількість водночас і важливих і небезпечних у випадку обстрілів та руйнувань об'єктів, таких як звалища, нафтобази, підприємства, очисні споруди та порти. До повномасштабних руйнувань за період війни, які негативно вплинули на водні екосистеми в межах півдня України слід віднести: тривалі обстріли морських портів Миколаєва та Очакова, постійні обстріли та повне знищення моста, який знаходився в межах Дністровського лиману та обстріли очисних споруд. Зазначені руйнування та обстріли стали причиною значного забруднення водних екосистем та втрати великої кількості біорізноманіття.

До руйнувань водних об'єктів на півдні України, яких завдала військова агресія, слід віднести наймасштабнішу техногенну катастрофу, яка сталась 6 червня 2023 року – підриг греблі Каховської гідроелектростанції. Саме від масштабів руйнування цього об'єкту, одночасно постраждала ціла низка областей, зокрема найбільший негативний вплив відбувся на територіях Херсонської, Миколаївської, Дніпропетровської та Запорізької областей. Підриг дамби завдав шкоди не лише водним об'єктам, а й мав значний негативний вплив на інші складові, зокрема: зазнали руйнувань близько 150 тис. га природоохоронних територій, які мали загальноєвропейське значення; було знищено 403 тис. га мисливських угідь та 64 тис. га лісу; близько 100 тисяч людей постраждали від повені; постраждало безліч об'єктів інфраструктури, культурної спадщини та помешкань громадян. Цю техногенну катастрофу важко переоцінити, оскільки збитки, яких зазнав південь України та екологічні наслідки виявляються та підраховуються до сьогодні [3].

Підрив греблі Каховської ГЕС завдав шкоди і водним об'єктам у регіоні. Зокрема, його наслідком стало потрапляння у дельту Дніпра та Чорне море близько 15 млрд м³ прісної води, що стало причиною не лише чималого запріснення моря, а й порушенням його природної екосистеми. Також численні наукові спостереження та дослідження свідчать про те, що водні об'єкти, у регіоні внаслідок означеної катастрофи зазнали значних бактеріологічних, та хімічних забруднення, зокрема, найбільші їх прояви спостерігаються на чорноморському узбережжі. Під час триваючої декілька днів повені «з водою» було перенесено велику кількість забруднюючих речовин, зокрема решток мертвих тварин, паливно-мастильних матеріалів, рештки відходів з каналізаційних мереж, боєприпаси та міни – які у подальшому потрапили у Чорне море [5].

Така значна кількість забруднювачів призвела не лише до погіршення екологічного стану морської екосистеми, але й значно вплинула на їх біорізноманіття, що у подальшому може стати загрозою для продовольчої безпеки України, оскільки для Півдня України до початку повномасштабної війни припадала найбільша частка вилову водних біоресурсів.

Вітчизняні науковці, фінансові організації та міжнародні фонди, станом на 11 жовтня 2023 року надали оцінку фінансовим збиткам водного фонду України, які склали 81,7 млрд гривень. Це свідчить про досить масштабні руйнування та забруднення водних об'єктів на півдні України, спричинені активними бойовими діями. Водні ресурси Півдня України відіграють водночас декілька функцій, зокрема: зрошення сільськогосподарських угідь регіону та забезпечення підприємств водою; забезпечення продовольчої безпеки населення України; є джерелом питної та санітарно-гігієнічної води. З огляду на важливу роль водних об'єктів у народногосподарському комплексі регіону, їх повоєнне відновлення є досить важливим та актуальним [3, 5].

Важливим аспектом у післявоєнному відновленні водних об'єктів Півдня України є взаємна співпраця громадськості, органів влади, українських та міжнародних фінансових та екологічних організацій. У контексті забезпечення екологічної безпеки водних екосистем регіону в довгостроковій перспективі необхідне вирішення наступних завдань [7, 14]:

– реформування та зміцнення законодавчої та організаційної складових природоохоронної діяльності на водних об'єктах, їхня адаптація до умов постконфлікту;

– автоматизація, використання блокчейн-технологій, розширення та відновлення екологічного моніторингу водних екосистем, особливо це актуально є для територій Півдня України, де наразі тривають активні бойові дії та для окупованих територій;

– відновлення критично-важливої водної інфраструктури, яка була зруйнована під час ведення бойових дій;

– відновлення та модернізація систем водовідведення та водопостачання за принципами раціонального водокористування;

– оновлення очисних споруд на промислових підприємствах та «правильне» використання мінеральних добрив на сільськогосподарських угіддях, зокрема застосування органічних добрив;

– створення активної інформаційної кампанії та розробка заходів задля залучення іноземних коштів у відновлення та розбудову водних об'єктів Півдня України;

– розробка механізмів та заходів щодо очищення водних об'єктів, які зазнали найбільшого негативного впливу під час війни;

– орієнтація не лише Півдня, але й всієї України на курс «європейської зеленої політики», однією зі складових якого є стале використання та екологічна стабільність водних екосистем;

– моніторинг за станом водних біоресурсів, на ділянках водних екосистем, які зазнали найбільшого впливу війни.

Висновки. Таким чином, аналіз впливу повномасштабної війни на водні об'єкти Півдня України показав, що вони перебувають в негативному, не стабільному екологічному стані, а деякі з них – навіть у критичному. У зв'язку з їхньою важливою роллю у народногосподарському комплексі, покращення їхнього екологічного стану та їхнє відновлення є важливими завданнями, які потребують детальних наукових досліджень та спільних зусиль громадськості, науковців, уряду, вітчизняних та міжнародних організацій. Лише за таких умов всебічної консолідації буде відбуватись ефективне відновлення ресурсного потенціалу екосистеми.

ENVIRONMENTAL STATE OF WATER BODIES IN SOUTHERN UKRAINE UNDER THE INFLUENCE OF RUSSIAN AGGRESSION

Honcharova O.V. – Candidate of Agricultural Sciences PhD, Associate Professor,

Melnyshenko S.H. – postgraduate student,

Kherson State Agrarian and Economic University,

anelsatori@gmail.com, softya.melnichenko.98@gmail.com

The study of the impact of Russian aggression on the ecological state of water bodies in the south of Ukraine is extremely relevant because of its global and multifaceted consequences. As the conflict escalates, there is growing concern about the environmental consequences of military activity, such as munitions pollution, oil spills, and damage to critical infrastructure, including water treatment facilities. This article

demonstrates the relevance and importance of paying attention to the study of the scale of environmental degradation and its consequences for the population, ecosystems and regional stability.

The object of the research is the water bodies of the South of Ukraine.

The subject of the study is a general overview of the impact of hostilities on water bodies in Southern Ukraine.

During the research, the following methods were used: critical analysis, comparison, systematization of scientific literature during its review, statistical.

The results of the research on this topic show that the hostilities led to the destruction and significant damage of the infrastructure that was responsible for water drainage and water supply. This became the cause of significant pollution of the water ecosystems of the South of Ukraine with dangerous chemicals and heavy metals.

The Black Sea and the Sea of Azov, located in this region, have become the object of numerous attacks, resulting in significant damage to marine ecosystems. Military actions near ports, industrial enterprises and ships significantly worsened the condition of water bodies.

The biggest man-made disaster was the explosion of the Kakhovka hydroelectric power station dam in June 2023. The consequence of this was the flooding of vast areas and heavy pollution of water bodies, which in turn had a negative impact on nature reserves, forest areas and led to casualties among the civilian population.

An important part of the restoration of water bodies is the coordinated cooperation of various actors, such as public organizations, authorities and international organizations. Also, it is necessary to carry out reforms in the environmental legislation and the organizational sphere, carry out restoration of water infrastructure and implement mechanisms for cleaning significantly damaged water ecosystems. Conducting effective environmental monitoring and attracting foreign investments are also key aspects of restoring the sustainability of water bodies in Southern Ukraine.

Prospects for further scientific research on this topic are a detailed analysis of the impact of hostilities on the ecological state of specific water bodies in the South of Ukraine, which have experienced the greatest pollution and destruction.

Keywords: water objects; South of Ukraine; ecological condition; war; continuous development; post-war reconstruction.

ЛІТЕРАТУРА

1. Березуцька Н., Хондак І. Аналіз екологічної ситуації в Україні після початку військових дій. *Наука і техніка сьогодні*. 2023. № 4(18). С. 266–279. Doi: [https://doi.org/10.52058/2786-6025-2023-4\(18\)-266-279](https://doi.org/10.52058/2786-6025-2023-4(18)-266-279)
2. Благополучна А. Г., Ляховська Н. О., Парахненко В. Г. Еколого-економічні збитки від повномасштабного військового вторгнення. *Економічні горизонти*. 2022. № 3(21). С. 53–61. Doi: [https://doi.org/10.31499/2616-5236.3\(21\).2022.263572](https://doi.org/10.31499/2616-5236.3(21).2022.263572)
3. Бунякова Ю. Я., Рибак М. О. Аналіз еколого-економічних наслідків війни в Україні. *Інфраструктура ринку*. 2023. № 75. С. 160–164. Doi: <https://doi.org/10.32782/infrastructure75-29>
4. Величко С., Дупляк О. Вплив повномасштабної агресії на водні об'єкти як джерела водопостачання. *Проблеми водопостачання, водовідве-*

- дення та гідраліки. 2023. № 45. С. 5–14. Doi: <https://doi.org/10.32347/2524-0021.2023.45.5-14>
5. Войтюк Д., Єрмолаєва Т. Наслідки впливу військових дій на стан навколишнього природного середовища. *Grail of Science*. 2023. № 28. С. 122–129. Doi: <https://doi.org/10.36074/grail-of-science.09.06.2023.19>
 6. Зубко А. Г. Водні аспекти Російської агресії на півдні України. *Економічна наука. Інвестиції: практика та досвід*. 2022. № 18. С. 75–79. Doi: [10.32702/2306-6814.2022.18.74](https://doi.org/10.32702/2306-6814.2022.18.74)
 7. Козмуляк К. Правове регулювання охорони довкілля під час збройних конфліктів на прикладі України. *Науковий вісник Ужгородського національного університету. Серія: Право*. 2022. № 1(73). С. 174–180. Doi: <https://doi.org/10.24144/2307-3322.2022.73.28>
 8. Кравченко О., Василюк О., Войціховська А., Норенко К. Дослідження впливу військових дій на довкілля на Сході України. *Схід*. 2015. № 2. С. 118–123.
 9. Мельниченко С. Рибництво на малих водосховищах півдня України: аналіз динаміки вилову, проблем та перспектив розвитку. *Водні біоресурси та аквакультура*. 2023. № 2(14). С. 19–28. Doi: <https://doi.org/10.32782/wba.2023.2.2>
 10. Мокієнко А. В., Бабієнко В. В., Гушук І. В. Клімат, вода та інфекції: нові виклики для Півдня України на тлі старих проблем. *Public Health Journal*. 2023. № 4. С. 41–49. Doi: <https://doi.org/10.32782/pub.health.2023.4.6>
 11. Продан К. М., Хомин Д. Р., Андрушко С. В. Злочини щодо екологічної безпеки України спричинені збройною агресією Росії. *Scientific notes of Lviv University of Business and Law*. 2023. № 38. С. 24–28. Doi: <http://dx.doi.org/10.5281/zenodo.8220189>
 12. Строкаль В. П., Ковпак А. В. Воєнні конфлікти та вода: наслідки й ризики. *Екологічні науки*. 2022. № 5(44). С. 94–102. Doi: <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2022.eco.5-44.14>
 13. Хільчевський В. К. Водні та збройні конфлікти-класифікаційні ознаки: у світі та в Україні. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*. 2022. № 1(63). С. 6–19.
 14. Чудненко В. О. Відновлення об'єктів природного навколишнього середовища від військових дій в післявоєнний період. *Наукові записки. Серія: Право*. 2022. № 13. С. 176–181. Doi: <https://doi.org/10.36550/2522-9230-2022-13-176-181>

REFERENCES

1. Berezutska N., Khondak I. (2023). *Analiz ekolohichnoi sytuatsii v Ukraini pislia pochatku viiskovykh dii* [Analysis of the ecological situ-

- ation in Ukraine after the start of military operations]. *Science and technology today* (electronic journal), no. 4(18), 266–279. URL: [https://doi.org/10.52058/2786-6025-2023-4\(18\)-266-279](https://doi.org/10.52058/2786-6025-2023-4(18)-266-279) (accessed 10 January 2024). [in Ukrainian].
2. Blahopoluchna A. H., Liakhovska N. O., Parakhnenko V. H. (2022). *Ekolo-ho-ekonomichni zbytky vid povnomasshtabnoho viiskovoho vtorhnennia* [Environmental and economic damage from a full-scale military invasion]. *Environmental and economic damage from a full-scale military invasion*, no. 3(21), 53–61. Doi: [https://doi.org/10.31499/2616-5236.3\(21\).2022.263572](https://doi.org/10.31499/2616-5236.3(21).2022.263572) [in Ukrainian].
 3. Buniakova Yu. Ya., Rybak M. O. (2023). *Analiz ekolo-ho-ekonomichnykh naslidkiv viiny v Ukraini* [Analysis of ecological and economic consequences of the war in Ukraine]. *Market infrastructure*, no. 75, 160–164. Doi: <https://doi.org/10.32782/infrastructure75-29> [in Ukrainian].
 4. Velychko S., Dupliak O. (2023). *Vplyv povnomasshtabnoi ahresii na vodni ob'iekty yak dzherela vodopostachannia* [Impact of full-scale aggression on water bodies as sources of water supply]. *Problems of water supply, drainage and hydraulics*, no. 45, 5–14. Doi: <https://doi.org/10.32347/2524-0021.2023.45.5-14> [in Ukrainian].
 5. Voitiuk D., Yermolaieva T. (2023). *Naslidky vplyvu viiskovykh dii na stan navkolyshnoho pryrodnoho seredovyshcha* [Consequences of the impact of military operations on the state of the natural environment]. *Grail of Science*, no. 28, 122–129. Doi: <https://doi.org/10.36074/grail-of-science.09.06.2023.19> [in Ukrainian].
 6. Zubko A. H. (2022). *Vodni aspekty Rosiiskoi ahresii na pivdni Ukrainy* [Water aspects of Russian aggression in the south of Ukraine]. *Economics. Investments: practice and experience*, no. 18, 75–79. Doi: [10.32702/2306-6814.2022.18.74](https://doi.org/10.32702/2306-6814.2022.18.74) [in Ukrainian].
 7. Kozmuliak K. (2022). *Pravove rehuliuвання okhorony dovkillia pid chas zbroinykh konfliktiv na prykladi Ukrainy* [Legal regulation of environmental protection during armed conflicts on the example of Ukraine]. *Scientific Bulletin of the Uzhhorod National University. Series: Law*, no. 1(73), 174–180. Doi: <https://doi.org/10.24144/2307-3322.2022.73.28> [in Ukrainian].
 8. Kravchenko O., Vasyliuk O., Voitsikhovska A., Norenko K. (2015). *Doslidzhennia vplyvu viiskovykh dii na dovkillia na Skhodi Ukrainy* [Study of the impact of military operations on the environment in Eastern Ukraine]. *East*, no. 2, 118–123. [in Ukrainian].
 9. Melnychenko S. (2023). *Rybnytstvo na malykh vodoskhovyshchakh pivdnia Ukrainy: analiz dynamiky vylovu, problem ta perspektyv rozvytku* [Fishing in small reservoirs of southern Ukraine: analysis of catch dynamics, prob-

- lems and development prospects]. *Aquatic bioresources and aquaculture*, no. 2(14), 19–28. Doi: <https://doi.org/10.32782/wba.2023.2.2> [in Ukrainian].
10. Mokiienko A. V., Babiienko V. V., Hushchuk I. V. (2023). *Klimat, voda ta infektsii: novi vyklyky dlia Pivdnia Ukrainy na tli starykh problem* [Climate, water and infections: new challenges for the South of Ukraine against the background of old problems]. *Public Health Journal*, no. 4, 41–49. Doi: <https://doi.org/10.32782/pub.health.2023.4.6> [in Ukrainian].
11. Prodan K. M., Khomyn D. R., Andrushko S. V. (2023). *Zlochyny shchodo ekolohichnoi bezpeky Ukrainy sprychyneni zbroinoiu ahresiieiu Rosii* [Crimes against Ukraine’s ecological security caused by Russia’s armed aggression]. *Scientific notes of Lviv University of Business and Law*, no. 38, 24–28. Doi: <http://dx.doi.org/10.5281/zenodo.8220189> [in Ukrainian].
12. Stokal V. P., Kovpak A. V. (2022). *Voienni konflikty ta voda: naslidky y ryzyky* [Military conflicts and water: consequences and risks]. *Environmental sciences*, no. 5(44), 94–102. Doi: <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2022.eco.5-44.14> [in Ukrainian].
13. Khilchevskyi V. K. (2022). *Vodni ta zbroini konflikty-klasyfikatsiini oznaky: u sviti ta v Ukraini* [Water and armed conflicts – classification features: in the world and in Ukraine]. *Hydrology, hydrochemistry and hydroecology*, no. 1(63), 6–19. [in Ukrainian].
14. Chudnenko V. O. (2022). *Vidnovlennia ob'iektiv pryrodnoho navkolyshnoho seredovyscha vid viiskovykh dii v pisliavoiennyi period* [Restoration of natural environment objects from military operations in the post-war period]. *Proceedings. Series: Law*, no. 13, 176–181. Doi: <https://doi.org/10.36550/2522-9230-2022-13-176-181> [in Ukrainian].

УДК 556.5:504

DOI <https://doi.org/10.32782/wba.2024.1.9>

ВПЛИВ ВІЙНИ НА СТАН АКВАТОРІЇ ДНІПРОВСЬКО-БУЗЬКОЇ ЕСТУАРНОЇ СИСТЕМИ ТА ЧОРНОГО МОРЯ

¹Пічура В.І. – д. с.-г. н., професор

¹Потравка Л.О. – д. е. н., професор

²Багінський О.С. – начальник екологічної інспекції

¹Херсонський державний аграрно-економічний університет,

²Екологічна інспекція Новокаховської військової адміністрації

pichuravitalii@gmail.com, potravkalarisa@gmail.com

Екологічні наслідки території ведення воєнних дій знижують рівень екологічної безпеки України, насамперед, у прифронтових регіонах, районах бойових дій та окупованих територій. Ситуація у Дніпровсько-Бузькій естуарній системі значно ускладнилася після 06/06/2023 року, коли було знищено дамбу Каховської гідроелектростанції. В результаті підриву дамби відбулося переміщення значних обсягів полютантів через Дніпровсько-Бузький лиман до акваторії Чорного моря, осушення і трансформація акваторії водосховища. Метою дослідження було встановлення просторово-часових закономірностей у формуванні якості поверхневих вод за 2021–2023 роки та визначення впливу російської збройної агресії на функціонування акваторії Дніпровсько-Бузької естуарної системи та забруднення Чорного моря. Дослідження проведено за гідрологічними, біологічними і фізико-хімічними індикаторам, кожен з яких дає унікальне уявлення про стан якості води та функціонування акваторії. Встановлено негативні наслідки воєнних дій, які призвели у 2023 році до руйнації Каховської дамби, осушення водосховища, винесення полютантів концентрацією 1,1–51,8 ГДК та забруднення водних ресурсів на 6800 км² акваторії естуарної системи та Чорного моря. Погіршилися у 1,42–1,82 рази сезонні характеристики гідрологічного режиму Дніпровсько-Бузької естуарної системи. Це призвело до застою водних мас, збагачення біогенними речовинами водних джерел у 2,1 рази, підвищення щільності розподілу водоростей та збільшення концентрації хлорофілу у 2,9 рази, прогресуванню евтрофікації та погіршення поверхневий вод до політрофного стану, погіршення фізико-хімічних властивостей води до 4,0 разів. За фізико-хімічними властивостями близько 70,2 % акваторії характеризуються значним рівнем порушення стійкості гідроекосистеми та екологічного регресу. Отримані результати є важливим доказом наслідків екоциду російським збройним агресором проти України.

Ключові слова: вплив війни, якість води, Каховське водосховище, Дніпровсько-Бузька естуарна система, річка Дніпро, біоцилісність, картування, дистанційне зондування Землі.

Постановка проблеми. Якість води є основою безпеки та стійкості водних ресурсів, містить показники здоров'я водних екосистем. Прісноводні джерела являються головною умовою існування людських спільнот, гідробіонтів та продовольчої безпеки держави. Швидке зростання чисель-

ності населення, посилення урбанізації на водозборах річок та екстенсивна господарська діяльність, стали основними причинами деградації і трансформації водних об'єктів. Однією із найбільших транскордонних річок Європи є Дніпро, площа басейну якої становить 511 тис. км² (57,3 % прощі знаходиться у межах України). Басейн річки охоплює понад 48 % території України, акумулює близько 80 % її водних ресурсів, які забезпечують продовольчі та питні потреби більше 70 % населення України. На території басейну Дніпра зосереджено великі промислові комплекси (понад 60 % вітчизняного промислового виробництва), сільськогосподарські угіддя (агрогенна трансформація в межах української частини басейну складає більше 70 %), найбільші міські агломерації країни [1–3].

Деструкція екологічної ситуації у басейні Дніпра пов'язана з вирубуванням лісів, «хімізацією» сільського господарства, створенням та функціонуванням каскаду дніпровських водосховищ, скиданням значних обсягів забруднених вод тощо [4–6]. На сьогодні екологічна ситуація ускладнилася воєнною російською агресією. Бойові дії мають за наслідки катастрофічні втрати навколишнього середовища, що виражаються знищенням природних ландшафтів, видового складу флори і фауни, забрудненням водних джерел, знищенням родючого шару ґрунту.

Екологічні наслідки територій ведення воєнних дій знижують рівень екологічної безпеки України, насамперед, у прифронтових регіонах, районах бойових дій та окупованих територій. Ситуація у Дніпровсько-Бузькій естуарній системі значно ускладнилася після 06/06/2023 року, коли було знищено дамбу Каховської ГЕС [7–11]. В результаті підриву дамби відбулося переміщення значних обсягів полютантів через Дніпровсько-Бузький лиман до акваторії Чорного моря, осушення і трансформація акваторії водосховища. Підрив дамби став причиною техногенної катастрофи, яка має екологічні, економічні та соціальні наслідки. Згідно з даними ООН, збитки України від підриву дамби становлять понад 18,0 млрд дол. США. Стосовно впливу наслідків підриву дамби на навколишнє середовище варто зазначити, що обсяги екологічних втрат, що виражаються погіршенням гідрологічних, біологічних та фізико-хімічних умов, посиленням евтрофікаційних процесів та проявами екологічних проблем у Дніпровсько-Бузькій естуарній системі та акваторії Чорного моря, дозволяють віднести вчинені дії до рівня екоциду.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. На сьогодні українською та міжнародною спільнотою активно обговорюється питання доцільності відбудови дамби гідроелектростанції та заповнення Каховського водосховища [7–11]. Слід відмітити, що екологічний стан у період функціонування акваторії водосховища за показниками якості поверхневих вод характеризувався незадовільним станом, але водосховище мало важливе господарське

та соціально-економічне значення для водо-дефіцитних регіонів зони Степу України [6, 12]. Зокрема, водні скиди водосховища до пониззя Дніпра мали важливе значення у забезпеченні екологічно необхідного стоку та водності функціонування естуарної системи. У свою чергу, Дніпровсько-Бузька естуарна система є важливим водним осередком сталого природного існування водної флори і фауни, джерелом забезпечення водними ресурсами рибогосподарських, питних, культурно-побутових та рекреаційних потреб населення [13, 14]. У цьому контексті естуарна система стала чутливим індикатором впливу наслідків російської збройної агресії, що проявляються через деградацію та трансформацію природного середовища. Тому, у прийнятті рішення щодо доцільності повоєнної відбудови Каховського водосховища, необхідно врахувати зміни функціонування акваторії та якості поверхневих вод Дніпровсько-Бузької естуарної системи.

Постановка завдання. Встановити просторово-часові закономірності формування якості поверхневих вод за 2021–2023 роки та визначення впливу російської збройної агресії на функціонування акваторії Дніпровсько-Бузької естуарної системи та забруднення Чорного моря.

Матеріали та методи досліджень. Схема і матеріали досліджень. Схема дослідження просторово-часових закономірностей формування якості поверхневих вод та міграція полутантів у Дніпровсько-Бузькій естуарній системі та акваторії Чорного моря включає чотири логічно-послідовних блоки (рисунок 1).

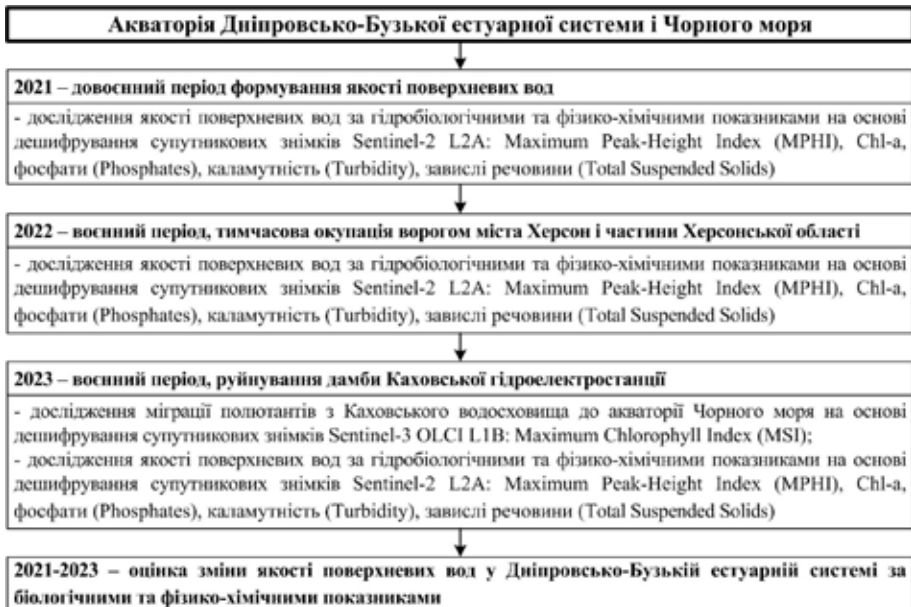


Рис. 1. Структурно-логічна методологічна схема дослідження

Для аналіз стану поверхневих вод за 2021–2023 роки використано фактичні дані польових натурних спостережень і оприлюднені дані Держаної екологічної інспекції Південного округу (ДЕПО) України. Джерелом актуальних супутникових знімків для дешифрування та розрахунку необхідних індексів є дані космічних апаратів Sentinel 2 L2A, Sentinel-3 OLCI L1B із сайту Copernicus Browser.

Характеристики території дослідження. Дніпровсько-Бузька естуарна система – це гіперекосистема, яка складається з Дніпровсько-Бузької гирлової області, що тягнеться від дамби Каховської гідроелектростанції (ГЕС) і гирла р. Південний Буг до Кінбурнської протоки, яка з'єднує Дніпровсько-Бузький лиман з Чорним морем і включає об'єднані приморські райони двох річок (Дніпра й Південного Бугу). Приморський район Дніпра складається з пригирлової та гирлової (дельта) ділянок. Пригирлова ділянка розташована між греблею Каховської ГЕС та м. Херсон. Гирлова ділянка Дніпра являє собою розвинену дельту, яка ділиться на великі та малі рукава, численні протоки і заплавні озера. Акваторія досліджень (рисунок 2) склала 810 км², загальною довжиною 150,8 км.

Пониззя Дніпра включає водні мозаїчно-неоднорідні ділянки руслової та дельто-озерної систем від зруйнованої дамби Каховської гідроелектростанції до гирла річки, протяжністю близько 94,4 км. Загальна площа водозбору пониззя Дніпра складає 492 км². Гідрологічний, біологічний та фізико-хімічний стан пониззя Дніпра до 06/06/2023 року залежав від режиму роботи Каховської ГЕС і попусків води через її греблю. На сьогодні стан пониззя Дніпра залежать від режиму роботи Дніпровської ГЕС на відстані 230 км вгору по течії від зруйнованої дамби Каховської ГЕС. Мозаїчна неоднорідність пониззя річки характеризується трьома ділянками акваторії, які обумовлені різними факторами формування якості поверхневих вод.

Перша ділянка, від дамби Каховської гідроелектростанції до Антонівської залізничного мосту, протяжністю 48,7 км, характеризується надходженням поверхневих вод з водосховища, відносно добрими умовами формування гідрологічного режиму та якості поверхневих вод, які наближені до фонових зональних характеристик пониззя Дніпра.

Друга ділянка, від Антонівського залізничного мосту до початку дельтової системи Дніпра, протяжністю 19,6 км, характеризується посиленням негативним впливом високо мінералізованих поверхневих вод правої притоки річки Інгулець та надходженням неочищених поверхневих стоків міста Херсон. Забруднення поверхневих вод річки Інгулець відбувається в результаті скидів рудникових вод та промислових стічних вод Криворізьким та Інгулецьким гірничо-збагачувальними комбінатами, що обумовлює надходження сухого залишку від 2150 до 3900 мг/дм³, в тому числі хлори-



Рис. 2. Акваторія Дніпровсько-Бузької естуарної системи

Акваторія Пониззя Дніпра – довжина русла 94,4 км: I – від дамби Каховської гідроелектростанції до Антонівського залізничного мосту, в межах гирла річки Інгулець; II – від Антонівського залізничного мосту до початку дельтової системи Дніпра, в межах міста Херсон; III – від початку дельтової системи річки до гирла Дніпра.

Дніпровсько-Бузький лиман – довжина 56,4 км: IV – Східний район; V – Центральний район; VI – Західний район

дів (Cl^-) у межах 425–1365 мг/дм³, сульфатів (SO_4^{2-}) – 670–842 мг/дм³ [15]. Зокрема, посилений негативний вплив на річку Дніпро вчиняють поверхневі стоки міста Херсон, поверхневі води цієї ділянки акваторії, відповідно до норм придатності вод для рибогосподарського призначення, відповідають класам «брудна» – «дуже брудна». Основним поліутантом, що спричиняє погіршення якості дніпровської води, є значне перевищення вмісту нафтопродуктів, які потрапляють у приміську акваторію річки із міськими неочищеними стічними водами.

Третя ділянка, від початку дельтової системи річки до гирла Дніпра, протяжністю 26,1 км, характеризується надходженням каналізаційних стоків міста Херсон та формуванням застійних озерних вод із низькою або

середньою проточністю у дельті Дніпра. Міські очисні споруди із загальною площею 85,2 га мають очисну потужність у 45–50 тис. м³ стоків за добу. Загальна довжина мережі водовідведення становить 297 км. Очисні споруди міста побудовано у 1975 році, вони мають двоступеневу схему очищення стоків: механічна очистка – решітки, пісколовки і первинні відстійники, які утримують важкі забруднення і очищують каналізаційні води на 35–40 %; біологічна очистка – очищення стічної води біоорганізмами, життєдіяльність яких підтримується подачею кисню (аеротенки), що дозволяє здійснити очистку вод до рівня 90 % і більше [16].

У період 2016–2021 рр. середнє значення окремих показників гідрохімічних властивостей каналізаційних скидів, які надходять безпосередньо до акваторії р. Віршовчина і перерозподіляються до річок Кошова та Дніпро, у відповідності до критеріїв рибогосподарського використання, характеризувалося перевищенням гранично допустимих концентрацій (ГДК), зокрема: вміст завислих речовин – в 4,2 рази, фосфатів – у 3,6 рази; сухого залишку – у 1,3 рази; сульфатів – у 1,7 рази; хлоридів – у 1,2 рази; натрію+калію – у 2,6 рази; азоту амонійного – у 3,8 рази; нафтопродуктів – у 2,0 рази. Такий рівень забруднення негативно впливав на функціонування гідроекосистеми пониззя Дніпра. Насамперед, невчасна очистка біологічних ставів спричиняла скиди значних обсягів забрудненого мулу, що стало причиною потрапляння у Дніпро 400 тонн поверхнево-активних речовин, окисів азоту, сірки, фосфору, нафтопродуктів тощо [2, 3, 16].

Дельта Дніпра є другою за величиною в Україні, після дельти Дунаю. Її площа становить близько 350 км², включає протоки, заплавні озера й озерця, заводи, заболочені ділянки, рукави, притоки та частину невеликих наносних островів у самому лимані. Своїми розмірами виділяється Великий Потьомкінський острів. Інші великі острови: Бакайський, Білогрудий, Борщовий, Великий, Великий Соколин, Гапський, Забич, Карантинний, Круглик, Толока. Основні рукави дельти: Рвач (судноплавний рукав), Конка, Кошова, Старий Дніпро, Перебійна, Чайка, Канава, Нова Конка, Серединка, Литвинка, Свинячка, Корабела. Дельта Дніпра входить до пониззя річки, води якої впадають в Дніпровсько-Бузький лиман.

Дніпровсько-Бузький лиман – відкритий олігогалінний лиман північної частини Чорного моря, знаходиться у межах Херсонської і Миколаївської областей України. Лиман є мілководним, його середня глибина становить 3,5–4,0 м, максимальна 12,0 м. З Чорним морем лиман з'єднується протокою шириною 3,6 км (між Очаківським мисом та Кінбурнською косою). Південне узбережжя має низькі, піщані береги; північне – здебільшого, високі (до 20–35 м) обривисті береги, складені з глинисто-піщаних порід, на окремих ділянках зустрічаються піщано-мушлеві коси. Дно біля кіс піщане, на глибині вкрите суглинисто-піщаними мулами. Поверхневий

стік у лиман складається на 94,3 % зі стоку Дніпра, на 5,7 % зі стоку Південного Бугу. Територія досліджень лиману поділяється на три частини: ділянки IV – Східний район, V – Центральний район, VI – Західний район. Східний район лиману знаходиться безпосередньо під впливом стоку Дніпра. Швидкість течій у цьому районі має переважно сезонний характер, оскільки безпосередньо залежить від витрат Дніпра впродовж року. Центральний район лиману знаходиться під впливом річкових та морських вод. Ділянка перебуває у зоні трансформації річкових вод у солонуваті. Водні маси розшаровані по вертикалі, що сповільнює процес їх перемішування та у жаркі періоди призводить до формування анаеробних зон. Західний район знаходиться під переважним впливом морських вод. Середня солоність води лиману складає 3,6 ‰. Зокрема, у Східному районі варіює від 1,0 до 3,3 ‰, Центральному – 1,0–6,0 ‰, Західному – 1,0–11,0 ‰.

Методи дослідження. Дослідження трофічного стану поверхневих вод у акваторії Дніпровсько-Бузької естуарної системи здійснено на основі розрахунку інтенсивності насичення плаваючих водоростей пігментом хлорофілу (Chl-a, мкг/дм³) за Maximum Peak-Height Index (MPHI) [17]:

$$\text{MPHI} = B5 - B4 - \frac{(B8 - B4) \times (705 - 665)}{842 - 665} \rightarrow \text{Chl-a} = 2223.18 \text{MPHI} + 24.03, \quad (1)$$

де B4, B5 і B8 – смуги відбиття, а $\lambda B4 = 665$ нм, $\lambda B5 = 705$ нм і $\lambda B8 = 842$ нм – центральні довжини хвилі відповідних смуг Sentinel-2.

L2A. Значення MPHI змінюється від -1.0 до 1.0. Значення вище MPHI = 0,004 ідентифікує наявність Chl-a у водоростях поверхневого шару акваторії.

Вміст фосфатів (мгP/дм³) розраховано на основі встановленої залежності (дослідження авторів):

$$P = 0.0102 \text{Chl-a}^{0.6995}, \quad r^2 = 0.984. \quad (2)$$

Каламутність поверхневих вод (Turb, NTU) визначалася за формулою [18]:

$$\text{Turb} = 194.79 \left(B5 \times \left(\frac{B5}{B2} \right) \right) + 0.9061, \quad (3)$$

де B4, B5 і B8 – смуги відбиття Sentinel-2 L2A.

Завислі речовини (Total Suspended Solids – TSS, мг/дм³) розраховано на основі встановленої залежності [19]:

$$\text{TSS} = 3.4216 \text{Turb}, \quad r^2 = 0.987. \quad (4)$$

Якість поверхневих вод визначалося за класифікацією представленою у таблиці 1 [19, 20].

До I класу належать води, на які найменше впливає антропогенне навантаження. Значення їх гідрохімічних і гідробіологічних показників близькі до природних значень даного регіону. Для вод II класу характерні

Таблиця 1. Оцінка якості поверхневих вод за екологічною класифікацією, класи та категорії

Клас якості вод	I	II	III	IV	V
Категорія якості води	1	2	3	4	5
Chl-a, мкг/дм ³	<2	2-4	5-10	11-30	31-50
Фосфати (мгР/дм ³)	<0,015	0,015-0,030	0,031-0,050	0,051-0,100	0,101-0,200
Завислі речовини (TSS, мг/дм ³)	<5	5-10	11-20	21-30	31-50
Назва класів і категорій якості вод за ступенем їх чистоти (забрудненості)	Дуже чисті	Чисті		Забруднені	
	Дуже чисті	Чисті	Досить чисті	Слабко забруднені	Помірно забруднені
Трофність (переважаючий тип)	Оліготрофні	Мезотрофні		Евтрофні	
	Каламутність (Turbidity, NTU)				
Permissible turbidity	Low turbid	Fairly turbid	Rather turbid	Turbid	Very turbid
	< 5	5-15	15-25	25-35	35-50
					> 50

певні зміни порівняно з природними, однак ці зміни не порушують екологічної рівноваги. До III класу належать води, які перебувають під значним антропогенним впливом, рівень якого близький до межі стійкості екосистем. Води IV–V класів – це води з порушеними екологічними параметрами, їх екологічний стан оцінюється як екологічний регрес [21].

Гранично-допустимі концентрації речовин у акваторії Дніпровсько-Бузької естуарної системи визначалися за найбільш жорсткими значеннями діючих в Україні та Європейському Союзі нормативами якості води поверхневих водних об'єктів для питних потреб, культурно-побутового та рекреаційного, рибогосподарського призначення [22].

Переміщення концентрацій полутантів у акваторії Чорного моря після руйнації дамби Каховської ГЕС розраховано на основі Maximum Chlorophyll Index (MSI) [23]:

$$MCI = B11 - \left[B10 + (B12 - B10) \times \frac{709 - 681}{754 - 681} \right], \quad (5)$$

де $B10$, $B11$ і $B12$ – смуги відбиття, а $\lambda B10 = 681$ нм, $\lambda B11 = 709$ нм і $\lambda B12 = 754$ нм – центральні довжини хвилі відповідних смуг Sentinel-3 OLCI L1B.

Побудова графіків та крос-кореляційний аналіз здійснено у MS Excel 2016. Обробку зображень, картографування та просторово-часовий аналіз проводили за допомогою ArcGis 10.6.

Результати досліджень. Формування якості води у 2018–2021 році.

Важливими індикаторам стану якості поверхневих вод є їх гідробіологічний та фізико-хімічний стан, зміна яких відбувається в результаті впливу багатьох факторів. Серед них слід визначити: рівень води і швидкість стоку у річці, природно-кліматичні умови, інтенсивність господарської діяльності людини, вплив воєнних дій тощо. Використання біологічних і фізико-хімічних методів передбачає визначення абіотичних чинників: активність розвитку водоростей та інтенсивність накопичення хлорофілу, температури, прозорості і каламутності води, концентрації завислих речовин, іонного складу, мінералізації, концентрації біогенних елементів, органічної речовини, розчиненого у воді кисню, різноманітних токсинів, водневого показника (pH) тощо.

У довоєнний період, якість поверхневих вод Дніпровсько-Бузької естуарної системи формувалася впливом господарської діяльності та кліматичних умов. Забруднюючі речовини систематично переміщувалися до пониззя річки та лиману водами середньої і нижньої течії Дніпра. Це зумовлювало акумуляцію і перевищення значень ГДК речовин-полутантів. Однією із основних проблем погіршення якості води р. Дніпро стала будова водоохоронних санітарних зон. Також слід відзначити, що ці зони басейну Дніпра також широко використовувалися у сільському господар-

стві. Дифузне забруднення природних джерел поверхнево-ерозійними стоками та каналізаційним водами у теплі і жаркі періоди були причиною масового цвітіння водоростей, викликало інтенсивну евтрофікацію, зниження вмісту кисню у воді, значного погіршення фізико-хімічного та трофічного стану акваторії, збільшення випадків масового замору риби.

У сезон весняної повені дніпровська вода характеризується перевищенням нормативів якості води за вмістом органічних сполук, марганцю, показниками кольору та мутності, хімічного та біологічного споживання кисню, що викликає додаткові надходження речовин у верхній і середній течії притоками Дніпра, які протікають болотистими місцевостями (р. Прип'ять, Тетерів, Ірпінь) і живляться водами, багатими на органіку (р. Десна), марганець та інші сполуки. Додаткове негативне навантаження на гідромережу Дніпра здійснюють «гарячі» точки, або локальні джерела забруднення, серед яких лідируюче місце займають скиди очисних споруд великих міст. За останнє десятиліття вміст біогенних речовин у стоках, що потрапляють на очисні споруди, підвищився у десятки разів.

Окрім зміни фізико-хімічного режиму, у р. Дніпро відбувається мікробіологічне та вірусне забруднення поверхневих вод, про що свідчило щорічне закриття пляжів у літній сезон. Ще одна причина погіршення якості води – абразія берегів, яка відбувається в результаті антропогенного впливу та під впливом природних факторів. Більшість дніпровських берегів руйнуються через незаконні забудови водоохоронної санітарної зони. Великою проблемою залишається погіршення гідрологічного режиму Дніпра в результаті створення шести водосховищ, що не дозволяє річці існувати повноцінно, відповідно природних умов.

Антропогенне порушення природного стану водозбору та перетворення руслової системи річки Дніпро обумовило поділ гідрологічного ряду на три періоди: I період (1818–1935 рр.) – формування природних умов стоку до створення каскаду дніпровських водосховищ; II період (1936–1977 рр.) – період створення каскаду водосховищ, антропогенної трансформації стоку та становлення нових гідрологічних умов; III період (1978–2022 рр.) – функціонування каскаду водосховищ, антропогенно-кліматично обумовлене формування стоку та стабілізація нових гідрологічних умов. Після знищення дамби Каховського водосховища (06/06/2023 р.) спостерігається початок четвертий період поділу гідрологічного ряду [2, 3, 24].

У I період формування водного режиму в нижній течії річки Дніпро середньорічне значення стоку склало 1704 м³/с, у II період – 1530 м³/с, у III період – 1344 м³/с. Зниження стоку у III періоді обумовлювалося зменшенням суми атмосферних опадів на 40 %, підвищенням середньорічної температури у цей період на 2,5 °С, пришвидшенням евапотранспірації на 20 %. Для забезпечення належного рівня водообміну та екологічно ста-

більшого стоку у пониззі Дніпра, необхідно було забезпечити попуски з Каховського водосховища у літньо-осінній період на рівні $1350 \text{ м}^3/\text{с}$ у імпульсному режимі двічі на добу. Але сезонне значення стоку в останні роки сягало лише 340 до $640 \text{ м}^3/\text{с}$ (лише 25,2–47,4 % від необхідного екологічного стоку), що негативно вплинуло на водний баланс, стало причиною критичного зниження енергії гідрологічного функціонування пониззя Дніпра [2, 3, 24]. Загострення цих проблем відбувалося в умовах підсилення антропогенного тиску на екосистему басейна р. Дніпро, що впливало на стан акваторії Дніпровсько-Бузькому лиману.

За результатами дешифрування супутникових знімків Sentinel 2 L2A (рисунок 3) встановлено закономірності просторового формування якості поверхневих вод Дніпровсько-Бузької естуарної системи за липень-жовтень 2021 р. Визначено, що на ділянці від Каховського водосховища до

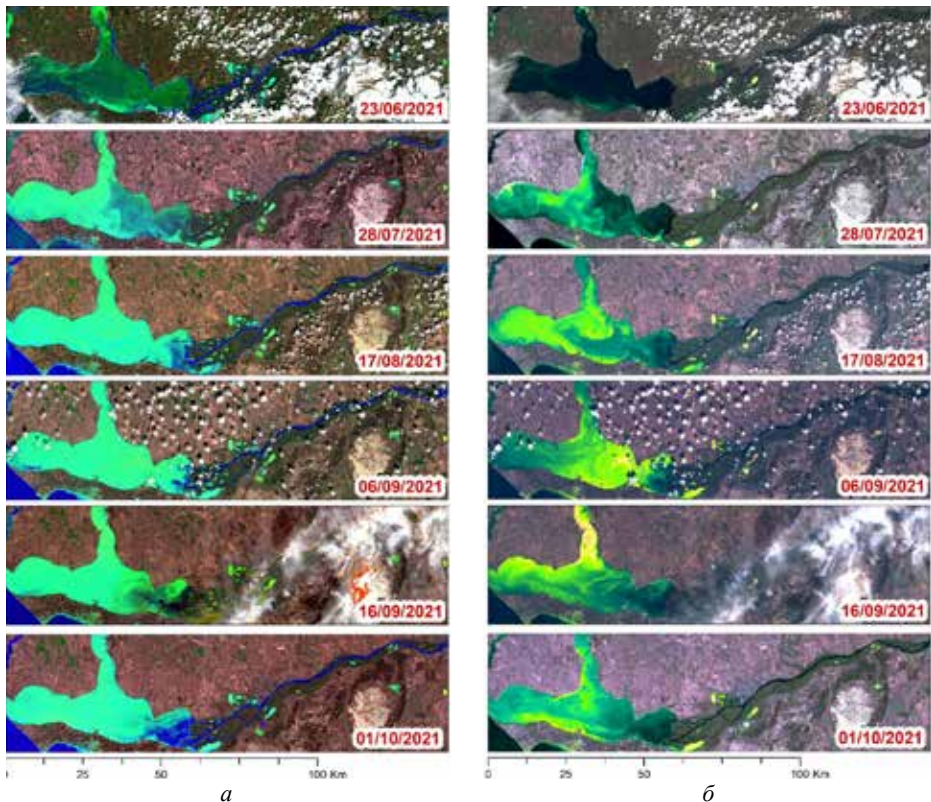


Рис. 3. Стан якості води за гідробіологічними та фізико-хімічними показниками у Дніпровсько-Бузькій естуарній системі, 2021 рік:

а – щільність водоростей та каламутність води, б – інтенсивність цвітіння водоростей та концентрація зважених речовин

протоки лиману, якість води має значну диференціацію відповідно до різних потреб. Це зумовлено посиленням антропогенним навантаженням, що стало причиною зміни природного стану, викликало дисбаланс цілісності, посилює деструкцію процесу саморегуляції, самоочищення та самовідновлення естуарної системи.

Води дельтової системи Дніпра характеризувалися середнім і низьким рівнем проточності та застою води у заплавах озер, що значно погіршило її властивості. Каламутність є індикатором мікробіологічного забруднення води. Значення каламутності (Turbidity, Turb) поверхневих вод становило 1,29–1,86 ГДК, що засвідчує наявність у водних джерелах зважених тонкодисперсних органічних і неорганічних домішок, утворення мулу фіто- і зоопланктоном, що надає воді жовто-зеленого кольору, неприємного запаху. У дельтовій системі річки фіксується висока щільність заростання акваторій заплавах озер водоростями, інтенсивне їх цвітіння, значний рівень каламутності і акумуляції зважених речовин.

Середнє значення каламутності поверхневих вод у заплавах озер впродовж липня-жовтня 2021 року варіювало від 13,5 до 26,9 NTU–3,75–7,39 ГДК, максимальне значення становило 52,5–74,1 NTU–14,58–20,58 ГДК. Концентрація завислих речовин (Total Suspended Solids, TSS) змінювалася від 46,2 до 92,0 мг/дм³ – 1,85–3,68 ГДК, максимальні значення варіювали у межах 180,0–253,5 мг/дм³ – 7,20–10,14 ГДК. В свою чергу, спостерігалось значний рівень акумуляції фосфатів (PO₄³⁻), у межах 0,12–0,19 мгР/дм³ – 0,60–0,95 ГДК, із критичним підвищенням їх концентрації на рівні 0,38–0,45 мг/дм³ – 1,90–2,25 ГДК. Високий рівень вмісту фосфатів є причиною високої щільності заростання та інтенсивного розвитку водоростей у акваторіях заплавах озер. Заростання озер ціанобактеріями формує щільний шар органічної речовини, що виступає перешкодою для сонячного світла у водну товщу, є причиною підвищення різкого споживання розчиненого кисню у процесі деструкції та виділення токсичних речовин, виникає кисневий дефіцит у воді, з подальшим мором риби та деградацією середовища існування гідробіонтів. У результаті відмирання водоростей відбувається накопичення відмерлої органічної речовини у донних відкладах, спостерігається замулення водойм, додаткова акумуляція органічної речовини, сірки, відбувається формування анаеробного шару.

Важливим біологічним параметром, з точки зору моніторингу якості води та управління водними ресурсами, є концентрація хлорофілу (Chl-a,) яка є індикатором наявності водоростей, активності їх фотосинтезу та формування величини біомаси у водному середовищі. Оскільки ріст водоростей часто обмежується наявністю поживних речовин, високі концентрації хлорофілу часто є результатом забруднення поверхневих вод комунальними та господарсько-ерозійними стоками,

абразією берегів. Середнє значення вміст Chl-a у водоростях впродовж липня-жовтня 2021 року становило 40,9–67,8 мкг/дм³, із осередками максимальної її концентрації на рівні 143,7–192,0 мкг/дм³. Це характеризувало критично високу евтрофікацію водойм на рівні політрофного і гіпертрофного стану.

Відповідно до гідробіологічного стану та рівня фізико-хімічних показників поверхневі води акваторії Дніпровсько-Бузького лиману у липні-жовтні характеризувалися евтрофним і політрофним станом. По всій площі акваторії лиману було зафіксовано мозаїчно-неоднорідні процеси систематичної акумуляції і значне перевищення полютантів у воді. Збільшення обсягу полютантів спостерігалось у напрямку переміщення водних мас від Західного до Східного району лиману і виносу до Чорного моря. Значна частина речовин акумулювалася у прибережних мілководдях. Пік акумуляції полютантів та формування значної біомаси фітопланктону із високою концентрацією Chl-a було зафіксовано на початку вересня 2021 року (супутниковий знімок від 06/09/2021 р.). Концентрація Chl-a у Західному районі лиману варіювала у межах 2,5–140,4 мкг/дм³, середнє значення складало 65,9 мкг/дм³. У Центральному районі лиману біомаса водоростей мала вміст Chl-a – 82,1 мкг/дм³, із варіацією від 51,6 до 110,9 мкг/дм³. У свою чергу, середнє значення Chl-a у Західному районі склало 58,7 мкг/дм³, із варіацією у межах 36,6–79,8 мкг/дм³. Мінімальне значення Chl-a фіксувалося на початку листопаду – цей період характеризується зниженням температури прогріву водних мас, завершенням активної вегетації водоростей, відмиранням водоростей та зменшенням щільності ціанобактерій на поверхні акваторії лиману. У цей період (станом на 10/11/2021р) концентрація Chl-a у акваторії Дніпровсько-Бузького лиману варіювала від 12,8 до 36,4 мкг/дм³.

Щільність розвитку водоростей і концентрація Chl-a залежить від наявності PO₄³⁻ у воді. Значення PO₄³⁻ синхронно змінювалося відповідно концентрації Chl-a, зокрема, його вміст станом на 06/09/2021 рік у Східному районі лиману склав 0,18 мгР/дм³ (0,90 ГДК), із варіацією від 0,03 до 0,35 мгР/дм³ – 0,15–1,75 ГДК. У Центральному районі акумуляція PO₄³⁻ дорівнювала 0,22 мгР/дм³ (1,1 ГДК), у межах 0,16–0,28 мгР/дм³ – 0,80–1,4 ГДК. Відповідно у Західному районі акваторії концентрація PO₄³⁻ становила 0,17 мгР/дм³ (0,85 ГДК), у межах 0,14–0,22 мгР/дм³ – 0,70–1,1 мгР/дм³. Станом на 10/11/2021 р. концентрація PO₄³⁻ у водах лиману варіювала від 0,09 до 0,15 мгР/дм³ – 0,45–0,75 ГДК.

Максимальна каламутність (Turb) і концентрація завислих речовин (TSS) спостерігалася у липні-вересні 2021 року. У теплий період значення Turb варіювало у межах 1,2–40,0 NTU – 0,34–11,43 ГДК. В свою чергу, концентрація TSS змінювалася від 4,1 до 136,9 мг/дм³ – 0,16–5,48 ГДК.

Отримані результати якості води у 2021 р. відображають фоновий рівень концентрації речовин за гідробіологічними та фізико-хімічними показниками у акваторії Дніпровсько-Бузької естуарної системи у довоєнний період. Рівень акумуляції речовин залежав від господарської діяльності та кліматичних умов. Тому, величина їх концентрації у 2021 р. використано як фонове значення у дослідженнях впливу воєнних дій на водні об'єкти, зміни у якості поверхневих вод та порушення екологічної рівноваги функціонування Дніпровсько-Бузької естуарної системи у період 2022–2023 рр.

Формування якості води у 2022 році. З початком воєнного вторгнення російського агресора 24.02.2022 року та тимчасової окупації Херсонської області, пониззя річки Дніпро активно використовувалося для воєнної логістики окупаційних військ, переміщення техніки та озброєння. У цей час спостерігалася активна воєнна логістика, захоплення гідротехнічних споруд, несанкціоновані спуски вод з Каховського водосховища, неправомірний водозабір та перекид великих об'ємів поверхневих вод до тимчасово окупованого лівобережжя Херсонської і Запорізької областей з подальшим перенаправленням до Автономної Республіки Крим. Ці дії стали причиною порушення гідрологічного та біолого-гідрохімічного режиму Нижнього Дніпра, від нижнього б'єфу до гирла річки та Дніпровсько-Бузького лиману. За даними Державної екологічної інспекції України неправомірний забір поверхневих вод з Каховського водосховища через гідротехнічну систему Каховського і Північно-Кримського магістральних каналів сягнув 50 м³/с, що оцінюється втрачати у обсязі 860,0 тис. дол. США на добу. Зокрема, додаткові періодичні скиди води у пониззя Дніпра 2022–2023 рр. (рисунк 4) були причиною значних коливань рівня води у Каховському водосховищі.

Від початку воєнних дій до деокупації міста Херсон (24/02–11/10/2022 р.) фіксувалися періоди несанкціонованого скиду води з Каховського водосховища: з 01/04 по 25/06/2022 року. Наслідками стало

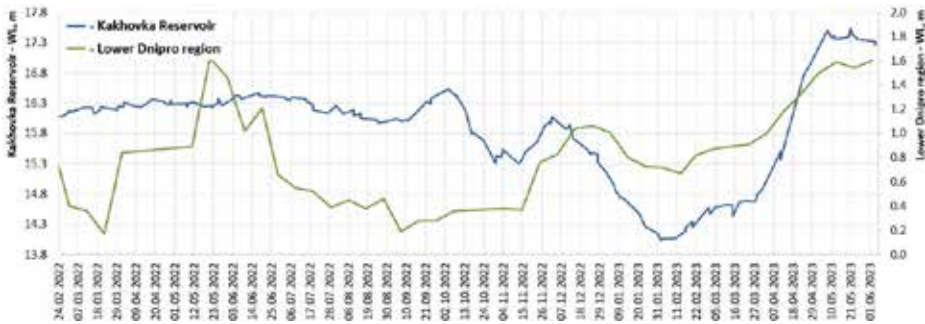


Рис. 4. Динаміка рівня води (WL) у акваторії Нижнього Дніпра у період від початку війни 24.02.2022 р. до руйнації дамби Каховської ГЕС 06.06.2023 р.

циклічне підвищення рівня води, імпульсні промивки пониззя Дніпра і Дніпровсько-Бузького лиману. Рівень води у пониззі річки Дніпро сягав 1,46–1,62 м, за нормативних показників WL у 2018–2021 рр. на рівні 0,57 м. Попуски води знижували сезонно-фонові концентрації поллютантів у акваторіях річки і лиману, зокрема, вмісту PO_4^{3-} – 0.10 ± 0.01 мгР/дм³, Chl-a – 27.0 ± 5.0 мкг/дм³, Turb – 11.0 ± 9.5 NTU, TSS – 37.5 ± 32.6 мг/дм³ (рисунок 5).

З липня по другу декаду вересня 2022 року було фіксовано синхронне зниження рівня води у Каховському водосховищі і пониззі Дніпра. Це було зумовлено блокуванням скидів води до пониззя річки і зниженням рівня води у руслі з 1,21 до 0,19 м, що стало наслідком неправомірного перенаправлення води магістральними каналами до лівобережної частини Херсонської області та Автономної Республіки Крим. Тому зменшення швид-

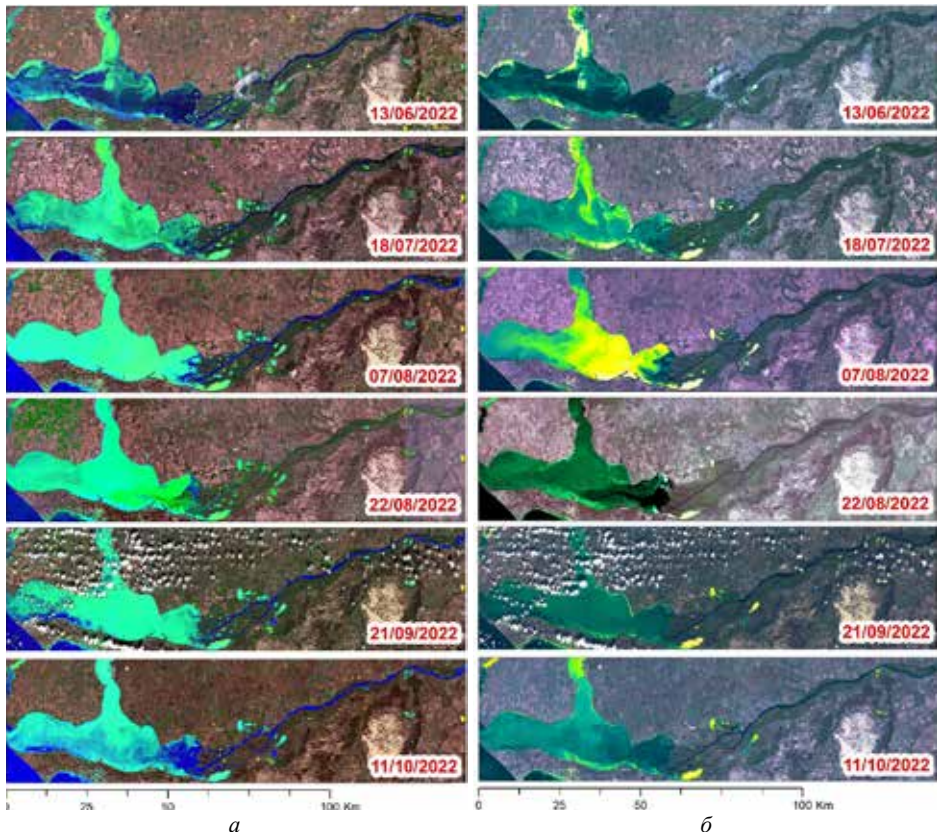


Рис. 5. Стан якості води за гідробіологічними та фізико-хімічними показниками у Дніпровсько-Бузькій естуарній системі, 2022 рік:

а – щільність водоростей та каламутність води, б – інтенсивність цвітіння водоростей та концентрація зважених речовин

кості течії і застій поверхневих вод спричинило значне підвищення рівня полютантів у Дніпровсько-Бузькій естуарній системі у теплий період. Спостерігалася висока концентрація PO_4^{3-} у дельті річки від 0,18 до 0,22 мгР/дм³ із рекордним збільшенням PO_4^{3-} у заплавних озерах до 0,44–0,45 мгР/дм³ – 2,20–2,25 ГДК. Середнє значення акумуляції PO_4^{3-} у різних частинах акваторії лиману варіювало від 0,16 до 0,25 мгР/дм³ із осередками максимальної концентрації PO_4^{3-} в межах 0,33–0,37 мгР/дм³ – 1,65–1,85 ГДК. Це зумовило прискорений ріст ціанобактерій, збільшення їх біомаси та підвищення вмісту Chl-a у водах дельти Дніпра від 65,6 до 83,5 мкг/дм³ із осередками максимальної концентрації на рівні 215,0–222,0 мкг/дм³. Вміст Chl-a у акваторії Дніпровсько-Бузького лиману змінювався від 49,1 до 99,2 мкг/дм³, максимальна концентрація становила 144,0–168,0 мкг/дм³.

За фізико-хімічними показниками Turb і TSS екологічна ситуація у акваторіях була значно гіршою, що пов'язано з воєнною водно-логістичною активністю окупаційних військ в результаті якої відбувалася руйнація берегової лінії, дифузне забруднення водних джерел на ділянці III акваторії річки Дніпро (від Антонівського залізничного мосту до початку дельтової системи). На цій ділянці значення Turb у липині-серпні варіювало від 15,0–18,0 NTU до 71,7–86,3 NTU – 4,3–24,7 ГДК. Концентрація TSS змінювалася від 51,3–61,6 мг/дм³ до 243,3–295,3 мг/дм³ – 2,05–11,81 ГДК. Перенос течією полютантів та підвищення їх концентрації спостерігалися у дельті Дніпра, Західному і Центральному районі лиману.

З 11/09/2022 по 04/10/2022 р. відбулося накопичення води у водосховищі з 16,0 до 16,5 м із невеликими попусками до пониззя Дніпра. Це призвело до незначного збільшення течії та перенесення забруднюючих речовин до акваторії лиману. Але цих об'ємів води не вистачило для промивки руслової та дельтової системи річки Дніпро. Концентрація забруднюючих речовин залишалася вищою відносно їх фонового рівня 2021 року.

Під час відступу та передислокації окупаційних військ з правобережжя Херсонської області та на лівий берег Дніпра, з 04/10 до 30/10/2022 р., ворогом було здійснено значне розвантаження води акваторії до магістральних каналів лівобережжя та підтримувався необхідний рівень води у пониззі річки. Рівень води у водосховищі стрімко знизився з 16,51 до 15,30 м, а об'єм перекиду води склав більше 2,6 км³.

Активна воєнна логістика ворога та неправомірний водозабір значних об'ємів вод магістральними каналами, значно вплинули на гідрологічний режим річки, що погіршило біологічні і фізико-хімічні властивості води пониззя Дніпра. Після звільнення українським військами правобережжя Херсонщини, яке відбулося 11.10.2022 року, окупаційні війська залишили під своїм контролем дамбу Каховської гідроелектростанції та здійснювали подальше несанкціоноване накопичення, забір та попуски води із водосхо-

вища. Ці процеси здійснювалися з метою контролю гідрологічного режиму в частині пришвидшення течії у пониззі Дніпра для перешкоджання просуванню військ Збройних сил України на лівобережжя. Зокрема, у період 31/10–04/11/2022 р. агресором було здійснено незначне накопичення води у водосховищі із подальшим її скидом у період 05/11–13/11/2022 р. Це зумовило підняття рівня води у пониззі річки, привело до збільшення дзеркала акваторії і стало причиною пришвидшення течії для ускладнення форсування річки українськими військами. Процес регулярного скиду води спостерігався до кінця 2022 року. Із середини листопада до другої декади грудня 2022 року ворогом було накопичено воду у водосховищі, значні її об'єми було переправлено магістральними каналами до тимчасово окупованих територій. У період розвантаження гідротехнічною мережею поверхневих вод, зафіксовано рекордне зниження рівня води у Каховському водосховищі з 16,07 до 14,03 м та втрати більше 4,5 км³. Критичний мінімум рівня води було зафіксовано 02/02/2023 р. У період зимової акумуляції води та весняної повені російським агресором цілеспрямовано було здійснено рекордне підвищення рівня води у водосховищі на рівні 17,50 м, що перевищило середньо-багаторічну норму на 1,5 метри та збільшило норму об'єму води у водосховищі з 18,2 до 21,5 км³. Це засвідчує про чітке планування, розробку та реалізацію заходів по навмисному вчиненні техногенної катастрофи 06/06/2023 року. О 2:50 злочинними військовими формуваннями РФ було підірвано дамбу Каховської гідроелектростанції.

Формування якості води у 2023 році. Знищення дамби призвело до катастрофічних екологічних та соціально-економічних наслідків. На момент знищення дамби рівень води у водосховищі складав 17,26 м, це близько 20,93 км³ води. Станом на 8:00 9 червня рівень води у водосховищі знизився на відмітку 11,74 м, втрати води склали близько 12,0 км³. Станом на 12:00 11 червня рівень води становив 9,17 м, втрати склали 17,53 км³ або 83,76 % води. Площа затоплення територій у пониззі Дніпра становила 600 км², підняття води на різних прируслових ділянках річки зафіксований на рівні 5,61–6,81 м. Катастрофа призвела до загибелі людей, гідробіонтів, наземної флори і фауни, абразії берегів, знищення основного прісного джерела зрошення сільськогосподарських земель площею більше 800 тис. га, погіршення стану водозабезпечення населених пунктів та інших негативних наслідків. До зони надзвичайної ситуації потрапили 180 населених пунктів, у яких проживало понад 900 тис. людей. В результаті поверхневих водно-ерозійних змивів, абразії берегів відбулося дифузне забруднення пониззя Дніпра та переміщення водними потоками великих об'ємів поллютантів до Дніпровсько-Бузького лиману та Чорного моря. За результатами дешифрування супутникових знімків Sentinel-2 L2A, станом на 08/06/2023 року, у водних масах дельти Дніпра

і лиману фіксувалися високі концентрації біологічних та фізико-хімічних речовин, які значно перевищували їх фонові значення. Максимальний вміст PO_4^{3-} сягав $0,214\text{--}0,232$ мгР/дм³ і більше, що перевищувало його фонове значення в 1,4–3,1 рази. Спостерігалось збільшення концентрації Chl-a, значення сягало рівня $77,5\text{--}86,85$ мкг/дм³ і більше, що відповідало політрофному стану переміщених водних мас. Каламутність води складала $33,9\text{--}50,7$ NTU, що перевищувало фонове значення у 3,5–8,7 рази. Максимальна концентрація TSS варіювала від 116,0 до 173,5 мг/дм³, що відповідало 4,64–6,94 ГДК і більше. Акумуляція і перенос хлоридів (Cl^-) спостерігався на рівні $3500\text{--}4200$ мг/дм³ – 17,5–21,0 ГДК, сульфатів (SO_4^{2-}) у межах $1420\text{--}1700$ мг/дм³ – 14,2–17,0 ГДК, сухий залишок (DR) склав $8000\text{--}8700$ мг/дм³ – 8,0–8,7 ГДК і більше. Різке підвищення біохімічного споживання кисню за 5 діб (BOD_5) до $90,0\text{--}103,5$ мгО₂/дм³ – 45,0–51,8 ГДК і збільшення концентрації хімічного споживання кисню (COD) до $370,0\text{--}425,6$ мгО₂/дм³ – 18,5–21,3 ГДК зумовили різкий дефіцит кисню, що очевидно призвело до загибелі великої кількості гідробіонтів.

У результаті розрахунку Maximum Chlorophyll Index (MSI) у відповідності до даних супутникових знімків Sentinel-3 OLCI L1B встановлено, що до 26 червня 2023 року (рисунок 6) забруднені прісноводні стоки були переміщені у акваторію Чорного моря нижче гирла р. Дністер, площа забруднення водних ресурсів сягала близько 6800 км². В цей час [7] у прибережній морській акваторії міста Одеси було зафіксовано зниження солоності морських вод у 2,62 рази (з 11,0 г/дм³ до 4,2 г/дм³), підвищення концентрації біогенних речовин, вмісту фітопланктону, перевищення грачиної допустимої концентрації (ГДК): міді у 895 рази (ГДК = 0,02 мкгCu/дм³), цинку у 44,8 рази (ГДК = 1,0 мкгZn/дм³), миш'яку у 3,02 рази (ГДК = 0,6 мкгAs/дм³), нафтопродуктів у 2,0 рази (ГДК = 0,05 мкг/дм³).

У відповідності до проведених нами розрахунків встановлено, що максимальне значення MSI у акваторії Чорного моря склало 0,030. Це відповідало концентрації Chl-a близько 91,0 мкг/дм³, PO_4^{3-} – 0,24 мгР/дм³ (1,2 ГДК), Turb – 26,0 NTU (7,4 ГДК), TSS – 83,4 мг/дм³ (3,3 ГДК), DR – 9220 мг/дм³ (9,2 ГДК), Cl^- – 4260 мг/дм³ (14,2 ГДК), SO_4^{2-} – 1770 мг/дм³ (17,7 ГДК), BOD_5 – 110 мгО₂/дм³ (55,0 ГДК), COD – 451 мгО₂/дм³ (22,6 ГДК). Значення ГДК речовин розраховано для рибогосподарських потреб. Максимальне значення концентрацій поллютантів прийнято за 100 % і на основі співвідношення розраховано площі акваторій із різним рівнем забруднення морських вод. Диференціація концентрації поллютантів розрахована відносно частки загальної площі забруднення акваторії Чорного моря – 6800 км², у тому числі: 29,3 % акваторії характеризувалася 0–10 % концентрації поллютантів; 31,8 % площі водного дзеркала акумулювали 20–30 % забруднюючих речовин; 22,9 % акваторії мали значний рівень концентрації

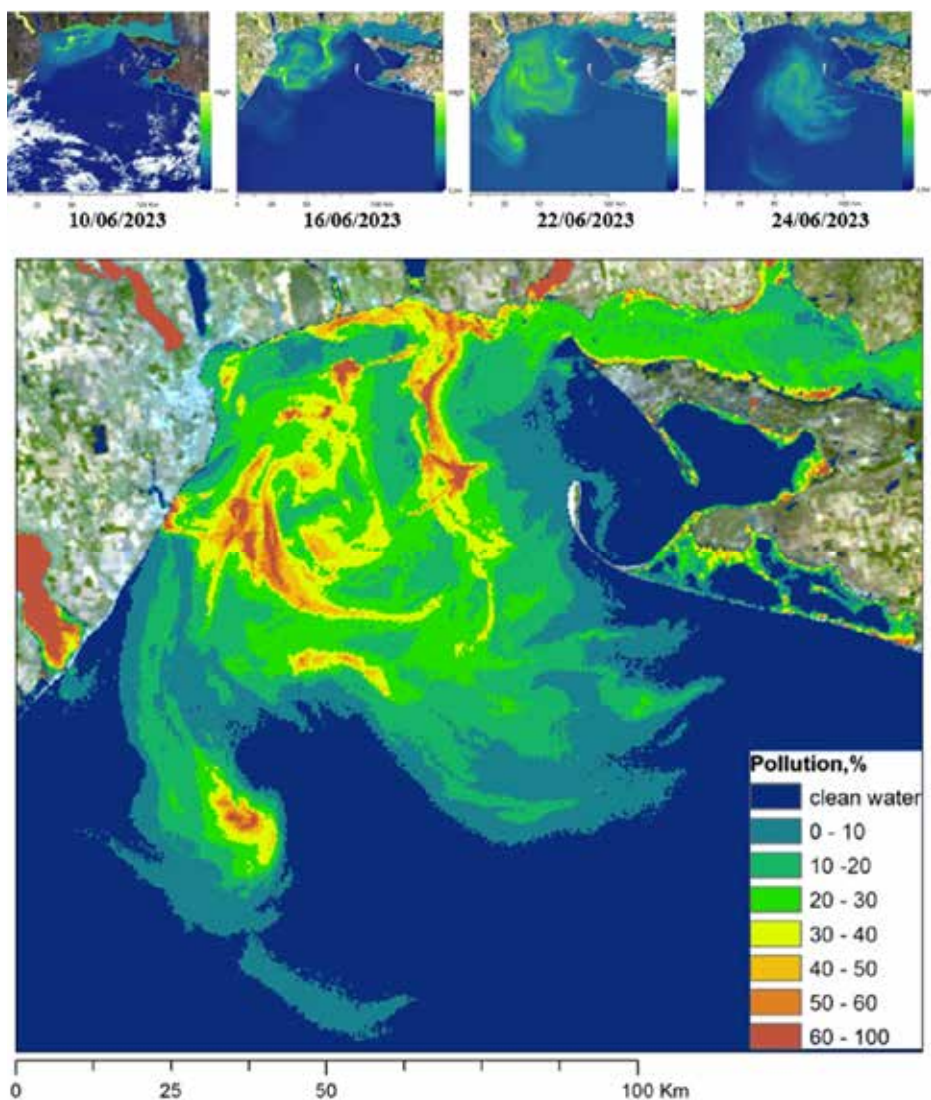


Рис. 6. Розповсюдження забруднених прісноводних мас у акваторії Чорного моря, період з 10.06 по 26.06.2023 р.

30–40 % поліюантів; 16,0 % території мали високий рівень концентрації >40 % забруднюючих речовин. Така ситуація призвела до різкого погіршення умов існування морських гідробіонтів. Було зафіксовано 150 офіційних випадків мору дельфінів у акваторії Чорного моря.

Знищення дамби гідроелектростанції та осушення Каховського водосховища призвело до втрат важливого для Півдня України осередку

штучної акумуляції прісних вод площею 2155 км². Це обумовило збільшення на 230 км довжини необхідної промивки русла Дніпра у нижні течії, що потребує збільшення об'ємів і частоти пікових скидів води із Дніпровського водосховища, як знаходиться вище осушеного Каховського водосховища і має площу акваторії 410 км². Максимальні сезонні коливання рівня води у пониззі Дніпра відносно значень 2018–2021 років зменшилися у 1,42–1,82 рази. Відсутність необхідних екологічно мінімальних скидів призвела до погіршення водного балансу, зарегулювання та формування застійних зон у Дніпровсько-Бузькій естуарній системі. Це стало причиною різкого погіршення гідробіологічних та фізико-хімічних властивостей поверхневих вод (рисунок 7, 8).

Згідно з даними Держаної екологічної інспекції Південного округу України, встановлено закономірності зміни розчиненого у воді кисню (DO, мгО₂/дм³) у період 08.06–15.11.2023 року (рисунок 9) у пониззі Дніпра (проби № 2–4) і правій її притоці р. Інгулець (проба № 1).

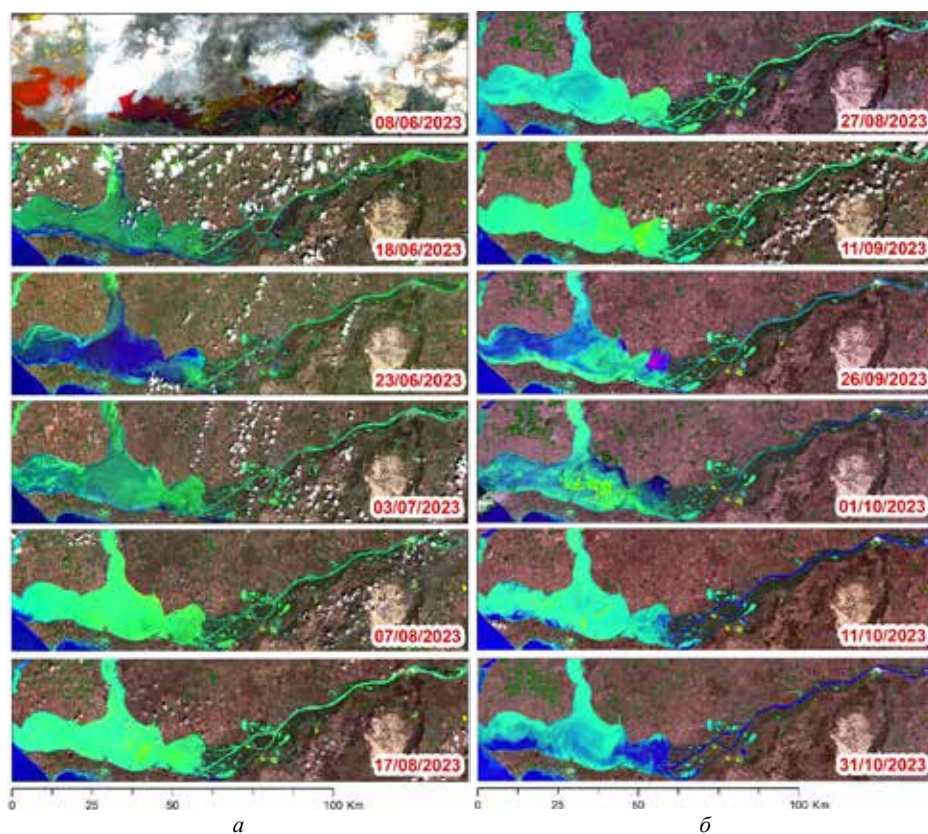


Рис. 7. Щільність розподілу водоростей та каламутність води в акваторії Дніпровсько-Бузької естуарній системи, 2023 рік

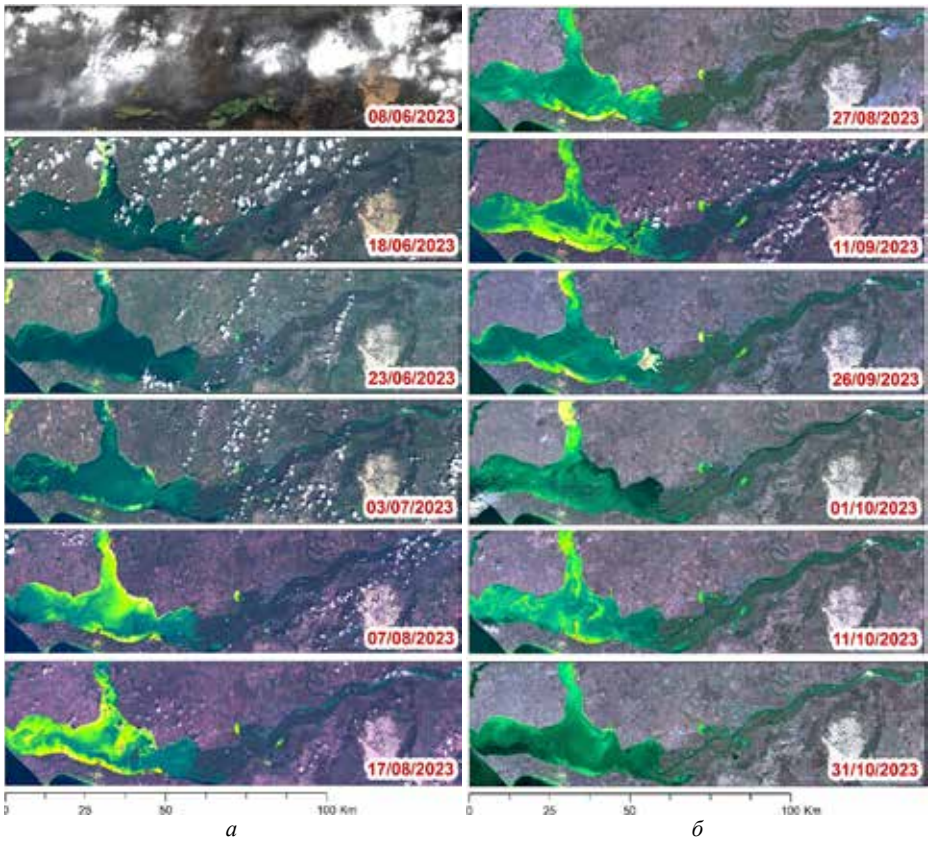


Рис. 8. Інтенсивність цвітіння водоростей та концентрація зважених речовин у Дніпровсько-Бузькій естуарній системі, 2023 рік

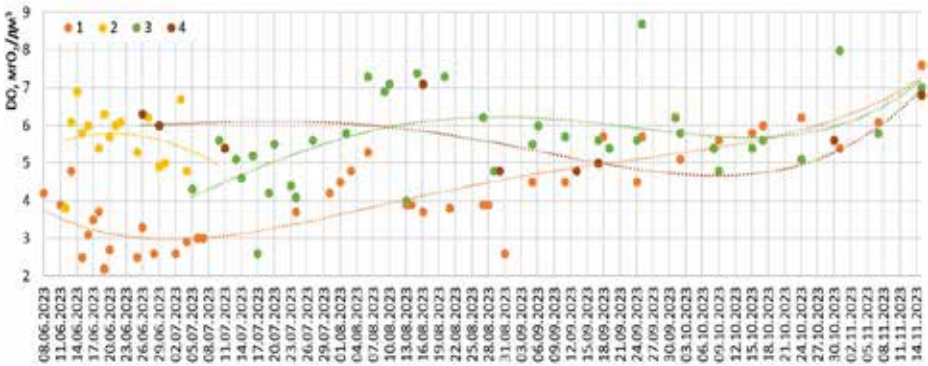


Рис. 9. Зміни вмісту розчинного кисню у воді пониззя Дніпра і р. Інгулець

У перші дні знищення дамби Каховської гідроелектростанції відбулося перенесення забруднених водних мас, що викликало затоплення прибережних територій і характеризувалося різким зниженням розчиненого кисню. Для рибогосподарських потреб значення концентрації DO в період 08–15/06 сягало критичного рівня у р. Інгулець (проба № 1) – 4,8→2,5 мгО₂/дм³ (0,80→0,42 ГДК). У пониззі Дніпра, у межах Антонівського залізничного мосту (проба № 2), значення DO знизилося з 6,9 до 5,8 мгО₂/дм³ (1,15→0,97 ГДК). У період поступового відходу води 15–25/06 у акваторії річки Інгулець вміст DO варіював в межах 3,7→2,2 мгО₂/дм³ (0,62→0,37 ГДК), у річці Дніпро – від 6,3 до 5,3 мгО₂/дм³ (1,05→0,88 ГДК). Станом на 18 червня 2023 року спостерігалось збереження рекордно високого рівня концентрації політантів у водах пониззя Дніпра. На ділянках акваторії I-III, у напрямку від дамби до гирла річки, значення Chl-a варіювали від 53,3–128,0 мкг/дм³ до 42,0–77,60 мкг/дм³; PO₄³⁻ – від 0,20–0,34 мгP/дм³ (1,0–1,7 ГДК) до 0,16–0,25 мгP/дм³ (0,80–1,25 ГДК); Turb – від 22,1–54,0; NTU (6,3–15,4 ГДК) до 16,5–28,3 NTU (4,7–8,1 ГДК); TSS – від 75,6–184,8 мг/дм³ (3,0–7,4 ГДК) до 56,5–96,8 мг/дм³ (2,3–3,9 ГДК). З кінця червня до початку липня 2023 року у пониззі Дніпра відбулося зниження концентрації забруднюючих речовин у окремих руслових ділянках у 1,4–3,1 рази. Це зумовлено перенесенням та акумуляцією політантів у Дніпровсько-Бузький лиман та Чорне море.

Після відходу води, до початку серпня 2023 року спостерігалось збереження низької концентрації розчиненого кисню із поступовим його збільшенням, у річці Інгулець з 2,5 до 5,3 мгО₂/дм³ (0,42→0,88 ГДК), у річці Дніпро, у межах м. Херсон (проба № 3) – 4,3→5,8 (0,72→0,97 ГДК), у межах дельти річки (проба № 4) – 5,3→6,0 (0,88→1,0 ГДК). Значення Chl-a змінювалися у межах – 46,6–67,2 мкг/дм³; PO₄³⁻ – 0,15–0,19 мгP/дм³ (0,75–0,95 ГДК); Turb – 10,5–17,3 NTU (3,0–4,9 ГДК); TSS – 35,9–59,2 мг/дм³ (1,44–2,37 ГДК). У водах Дніпровсько-Бузького лиману відносно фонових значень 2021 року, спостерігались невисокі значення акумуляції забруднюючих речовин, зокрема: Chl-a – 27,8–69,8 мкг/дм³; PO₄³⁻ – 0,10–0,20 мгP/дм³ (0,50–1,0 ГДК); Turb – 3,5–18,6 NTU (1,0–5,3ГДК); TSS – 12,0–63,6 мг/дм³ (0,48–2,54 ГДК).

Сезонно-максимальний рівень концентрації DO у пробах 3 і 4 фіксувався у період 05–25 серпня – у межах 6,9→7,3 мгО₂/дм³ (1,15→1,22 ГДК). Це було зумовлено надходженням атмосферних опадів та незначною промивкою акваторії пониззя Дніпра. Зокрема, у нижній частині русла р. Інгулець спостерігався зворотній процес зниження вмісту DO – 5,3→3,73 мгО₂/дм³ (0,88→0,62 ГДК), що було спричинено акумуляцією органічних речовин та сезонною активністю цвітіння ціанобактерій. В цей період фіксувалося збереження значних концентрацій політантів на рівні 1,1–5,5 ГДК у

поверхневих водах русла та дельти Дніпра, подальше їх винесення течією річки до акваторії лиману та акумуляції на рівні 1,9–9,7 ГДК.

Високий рівень температури повітря, зарегулювання стоку, систематична акумуляція забруднюючих речовин, посилений розвиток фітопланктону стали причиною евтрофікації та негативних екологічних умов пониззя річки до третьої декади вересня. За це період у 80% проб води спостерігався дефіцит розчиненого кисню на рівні 0,97→0,80 ГДК. Зокрема, у водах русла річки Дніпро на I і II ділянках акваторії фіксувалися нетипово висока концентрація забруднюючих речовин на рівні політрофного стану: Chl-a – 54,9–78,7 мкг/дм³; PO₄³⁻ – 0,17–0,22 мгР/дм³ (0,85–1.10 ГДК); Turb – 14,6–25,5 NTU (4,17–7,30 ГДК); TSS – 50,0–87,3 мг/дм³ (2,00–3,50 ГДК). Максимальний вміст забруднюючих речовин у водах лиману у напрямку «східний→центральний→західний» райони акваторії змінювався на рівні «4,3–9,0 ГДК→3,0–6,4 ГДК→2,2–4,6 ГДК».

Станом на 25 вересня спостерігалось пікове підвищення концентрації DO до 8,7 мгО₂/дм³ або 1,45 ГДК. Причиною були скиди води із Дніпровського водосховища та потужна промивка руслової системи пониззя річки Дніпро. За результатами дешифрування супутникового знімку станом на 26 вересня 2023 року спостерігався значний викид забруднюючих речовин до акваторії Східного району лиману на рівні 5,0–10,4 ГДК і більше. У цей період концентрація забруднюючих речовин у водах русла Дніпра знизилася на 40–47 %.

Сезонне осіннє зниження приземних температур та зменшення інтенсивності прогріву води з другої декади жовтня зумовили поступове пригнічення та зупинку на початок листопада негативних гідробіологічних і фізико-хімічних процесів у водах, що вплинуло на підвищення концентрації розчиненого кисню у всіх пробах води – до 6,8→7,6 мгО₂/дм³ (1,13→1,27 ГДК). З 11 по 31 жовтня 2023 року концентрація забруднюючих речовин у пониззі Дніпра знизилась. На I і II ділянках акваторій вміст речовин фіксувався на рівні: Chl-a – 25,2–34,8 мкг/дм³; PO₄³⁻ – 0,10–0,12 мгР/дм³ (0,50–0,60 ГДК); Turb – 3,3–14,1 NTU (0,94–4,04 ГДК); TSS – 11,3–48,3 мг/дм³ (0,45–1,93 ГДК). У водах дельтової системи річки (ділянка III) спостерігалось зниження концентрації політантів у 2,2–2,4 рази. Подібне сезонне зниження рівня політантів фіксувалося у акваторії Дніпровсько-Бузького лиману, зокрема у Східному регіоні (ділянка IV) – у 2,0–2,7 рази, Центральному (ділянка V) – у 1,9–3,0 рази, Західному (ділянка VI) – у 2,2–3,8 рази.

Зміна якості поверхневих вод за 2021–2023 рр. Російська збройна агресія, воєнні дії і знищення Каховського водосховища порушили гідрологічні, біологічні і фізико-хімічні процеси Дніпровсько-Бузької естуарної системи. Зменшилася швидкості течії, відбулося зниження рівня води, погір-

пшився водний баланс, відбувся застій і підвищення прогріву води, відбулася висока акумуляція забруднюючих речовин, значно перевищилися рівні гранично допустимих концентрацій у поверхневих водах за рибогосподарськими, питними, культурно-побутовими та рекреаційними нормативами. Зокрема, у жаркі періоди року відбувається збільшення об'ємів використання водних ресурсів, надходження дифузного забруднення, поверхнево-ерозійних і каналізаційних стоків, пришвидшення біолого-хімічних процесів у акваторіях. Тому, липень-вересень являється найбільш індикативним періодом встановлення просторово-часових закономірностей зміни властивостей та екологічних характеристик стану якості поверхневих вод.

В результаті воєнного впливу спостерігалось щорічне погіршення гідрологічного режиму та поступове насичення біогенними речовинами у 1,4→2,1 рази поверхневих вод (рисунок 10а) у пониззі Дніпра (ділянки I і II). Це у 2022–2023рр. зумовило підвищення щільності розподілу водоростей і концентрації хлорофілу у 1,5→2,9 рази (рисунок 10б), що привело до погіршення продуктивності і значного гідробіологічного забруднення акваторії річки та погіршення трофічного статусу з «мезотрофного» до «політрофного», класу води з «чисті» перейшов до класу «брудні». Каламутність річкової води (рисунок 10в) і вміст Total Suspended Solids (рисунок 10г) підвищилися у 4,0 рази.

У заплавних озерах дельти річки (ділянка III) станом на 2022 рік, порівняно із 2021 роком, відбулося підвищення концентрації Chl-a у 1,3 рази. Заплавні озера створюють єдину водну систему у дельті Дніпра. Їх трофічний статус переважно залежить від гідрологічного зв'язку з основним руслом річки, який впродовж року формує гідрохімічний і гідробіологічний режими. Первинна і вторинна продукція сприяє інтенсивному зростанню донних відкладів та прискоренню евтрофікації. У зв'язку з цим, об'єми стоків води впливають на баланс поживних речовин у озерах, прискорюючи або навпаки стримуючи рівень седиментації. Об'єми стоків і паводків сприяють евакуації донних відкладень, створюючи позитивний екологічний ефект очищення водойм. Цей тимчасовий ефект спостерігався у 2023 році, у момент руйнації дамби Каховської гідроелектростанції, водні маси спричинили промивку заплавних озер, винесення течією політантів та біомаси водоростей до Дніпровсько-Бузького лиману, далі до Чорного моря. Концентрація біологічних та фізико-хімічних речовин у водах заплавних озер знизилася на 34,6–55,6 %.

Води річки Дніпро на 93,5 % визначають характер причинно-наслідкових зв'язків гідрологічних, біологічних та фізико-хімічних процесів Дніпровсько-Бузької естуарної системи. Тому наслідком російської збройної агресії стала деградація водних ресурсів лиману. Зокрема, у Східному

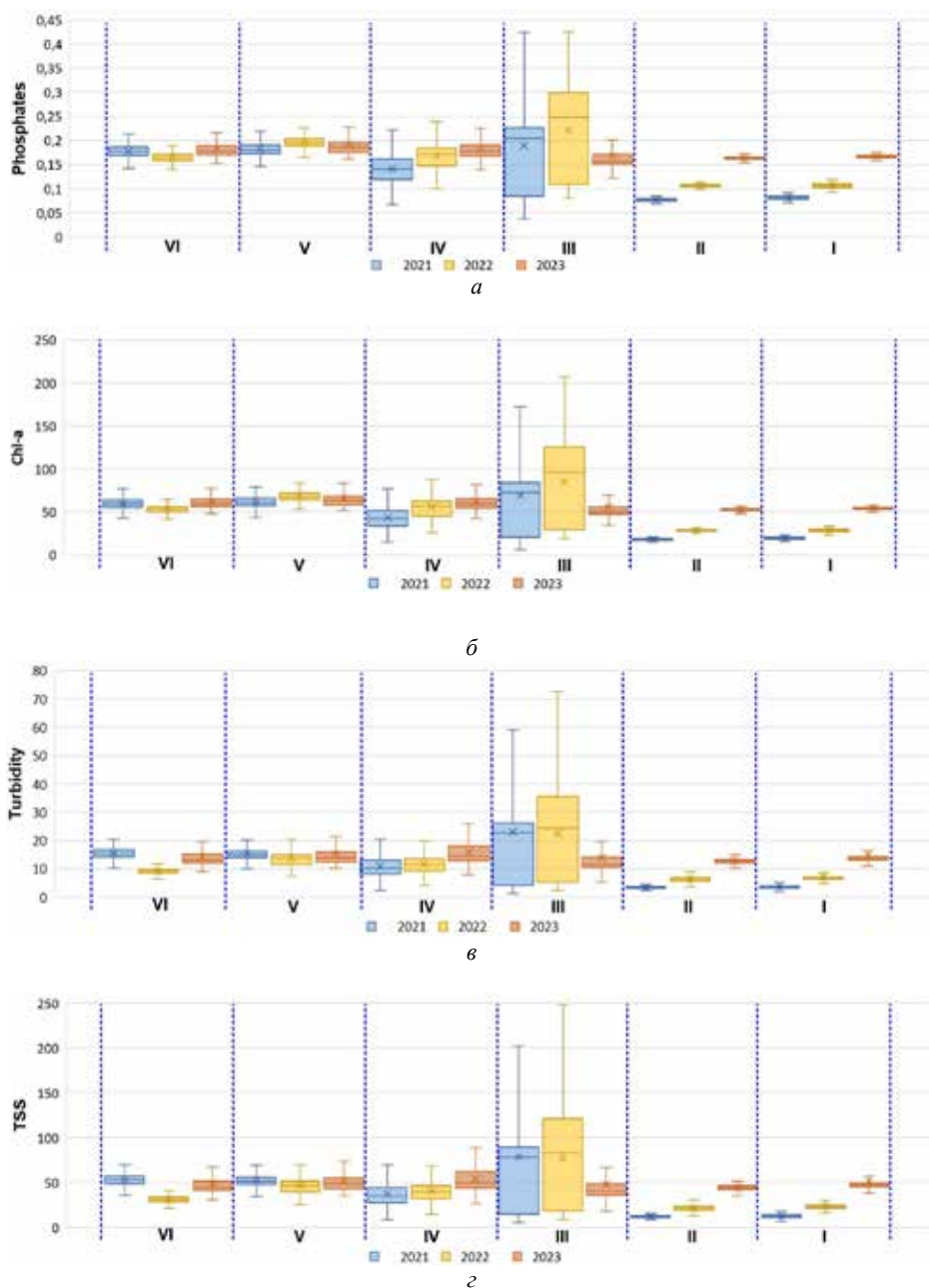


Рис. 10. Формування якості води у акваторії Дніпровсько-Бузької естуарної системи, липень-вересень 2021–2023 рр.:

а – концентрація фосфатів (мгР/дм³); б – вміст Chl-a (мкг/дм³);
в – каламутності води (NTU); г – вміст завислих речовин (TSS, мг/дм³)

районі лиману (ділянка IV) фіксувалося підвищення середньо-сезонної концентрації Chl-a – на 42,0 %, PO_4^{3-} – на 21,4 %, Turb – на 97,8 %, TSS – на 78,7 %; Центральному районі (ділянка V) вміст поліютантів збільшився Chl-a – на 6,5 %, PO_4^{3-} – на 5,6 %, Turb – на 6,7 %, TSS – на 6,7 %; у Західному районі (ділянка VI) додаткова акумуляція забруднюючих речовин була незначною, варіювала в межах 0,5–1,2 %. Зменшення інтенсивності концентрації поліютантів від Східного до Західного районів зумовлено поступовим розбавленням речовин у водному шарі лиману.

За гідробіологічною характеристикою вмісту Chl-a, близько 15,7 % акваторії Дніпровсько-Бузької естуарної системи втратили сезонно-фонові значення. Це призвело до прогресування евтрофікаційних процесів на 94,8 % площі акваторії естуарної системи, і погіршення якості води до політрофного стану. За рівнем біогенного забруднення PO_4^{3-} , акваторія втратила осередки із «досить чистою» водою, натомість збільшилися площі із «помірно забрудненою» і «брудною» водою на 15,3 % (77,2→92,5 %). Збільшення концентрації неорганічних та органічних тонкодисперсних часток завислих речовин (TSS), активний розвиток планктонних організмів вплинули на органолептичні властивості води та зумовили, зменшення прозорості водного шару на 28,0 % площі акваторії (42,2→70,2 %) та погіршення води до рівня «помірно забруднена» і «брудна». Значне погіршення екологічного стану Дніпровсько-Бузької естуарної системи актуалізує необхідність постійного моніторингу якості поверхневих вод, проведення аналізу умов існування гідробіонтів, пошуку вирішення водопостачання якісною водою населення селітебних територій.

Висновки. Повномасштабне російське вторгнення привело до техногенних катастроф та знищення осередків природних екосистем на півдні України, що викликало погіршення функціонування Дніпровсько-Бузької естуарної системи та вплинуло на акваторію Чорного моря. У 2022 році пониззя річки Дніпро активно використовувалося окупаційними військами для воєнної логістики ворога, переміщення техніки та озброєння. Зокрема, захоплення агресором гідротехнічних споруд, несанкціоновані скиди з Каховського водосховища, несанкціонований водозабір та перекид великих об'ємів поверхневих вод до тимчасово окупованого лівобережжя Херсонської і Запорізької областей та Автономної Республіки Крим призвели до порушення гідрологічного, біологічного та фізико-хімічного режиму естуарної системи. Ситуація значно ускладнилася знищенням 06/06/2023 року дамби Каховської гідроелектростанції, що стало масштабною техногенною катастрофою, що привела до негативних екологічних та соціально-економічних наслідків. Фіксувалося перенесення до Чорного моря великих обсягів біологічних та фізико-хімічних речовин. За окремими індикаторами перевищення їх концентрації у водних масах сягала

1,1 до 51,8 ГДК, що стало причиною забруднення прісноводними стоками акваторії Чорного моря до гирла р. Дністер і нижче. Площа забруднення водних ресурсів сягала близько 6800 км², у тому числі, близько 40 % акваторії моря мали значний та високий рівень концентрації поліутантів. Знищення дамби та осушення Каховського водосховища призвело до втрат важливого для Півдня України осередку штучної акумуляції прісних вод площею 2155 км² і погіршення сезонних характеристик гідрологічного режиму Дніпровсько-Бузької естуарної системи у 1,42–1,82 рази. В свою чергу, це зумовило насичення біогенними елементами вод річки у 2,1 рази, привело до підвищення щільності розподілу водоростей і концентрації хлорофілу у 2,9 рази, викликало погіршення прозорості та збільшення завислих речовин у 4,0 рази. За воєнний період площа деградації акваторії Дніпровсько-Бузької естуарної системи збільшилася на 15,7–28,0 %. У 2023 році 94,8 % акваторії у відповідності до гідробіологічних характеристик відповідала політрофному стану, за фізико-хімічними властивостями каламутності і завислими речовинами близько 70,2 % акваторії характеризувалися значним рівнем порушення стійкості гідроекосистеми і екологічного регресу. Отримані результати є важливим доказом наслідків екоциду, спричиненого російським збройним агресором проти України. Зокрема, дослідження є важливою інформацією для розробки заходів і впровадження технологій повоєнного відновлення екологічного стану водних джерел та забезпечення їх зональної біоцілісної рівноваги.

IMPACT OF THE WAR ON THE STATE OF THE DNIPRO-BUH ESTUARY SYSTEM AND THE BLACK SEA

¹*Pichura V.I. – Doctor of Agriculture, Professor,*

¹*Potravka L.O. – Doctor of Economics, Professor,*

²*Bahinskiy O.S. – Head of the Environmental Inspectorate*

¹*Kherson State Agrarian and Economic University,*

²*Environmental Inspectorate of the Nova Kakhovka City Military Administration,*

pichuravitalii@gmail.com, potravkalarisa@gmail.com

The environmental consequences for the territories of hostilities reduce the ecological level of security of Ukraine, first of all, in the frontline regions, areas of hostilities and occupied territories. The situation in the Dnipro-Buh estuary system became significantly more complicated after 06/06/2023, when the dam of the Kakhovka hydroelectric power plant was destroyed. As a result of the detonation of the dam, significant volumes of pollutants were transferred through the Dnipro-Buh estuary to the waters of the Black Sea, drying up and transforming the water area of the reservoir. The purpose of the article was to establish spatio-temporal patterns in the formation of surface water quality during 2021–2023 and to determine the impact of Russian armed aggression on the functioning of the water area of the Dnipro-Buh estuary system and pollution of

the Black Sea. The research was carried out according to hydrological, biological and physical-chemical indicators, each of which gives a unique insight into the state of water quality and the functioning of the water area. The negative consequences of military actions, which led in 2023 to the destruction of the Kakhovka Dam, the drying up of the reservoir, the discharge of pollutants with a concentration of 1.1–51.8 MPC and the pollution of water resources on 6,800 km² of the water area of the estuary system and the Black Sea, were established. The seasonal characteristics of the hydrological regime of the Dniipro-Buh estuary system worsened by 1.42–1.82 times. This led to the stagnation of water masses, the enrichment of water sources with biogenic substances by 2.1 times, an increase in the density of the distribution of algae and an increase in the concentration of chlorophyll by 2.9 times, the progression of eutrophication and the deterioration of mature waters to a polytrophic state, the deterioration of the physical and chemical properties of water up to 4.0 times. According to the physical-chemical properties, about 70.2% of the water area is characterized by a significant level of disturbance of hydroecosystem stability and ecological regression. The obtained results are an important proof of the consequences of ecocide by the Russian armed aggressor against Ukraine.

Keywords: impact of war, water quality, Kakhovka Reservoir, Dniipro-Buh estuary system, Dniipro River, biointegrity, mapping, Remote Sensing

Acknowledgments. The research is supported by the Canadian Institute of Ukrainian Studies (CIUS) of the University of Alberta from the Ihor Roman Bukowsky Sustainable Development Endowment Fund. Grant 17AUG23 – “A Spatial-Temporal Study of the Consequences of russian armed aggression in the Lower Dniipro Basin”.

ЛІТЕРАТУРА

1. Pichura V. I., Domaratsky Y. A., Yaremko Yu. I., Volochnyuk Y. G., Rybak V. V. Strategic Ecological Assessment of the State of the Transboundary Catchment Basin of the Dnieper River Under Extensive Agricultural Load. *Indian Journal of Ecology*. 2017. Vol. 44(3). P. 442–450.
2. Пічура В. І. Басейнова організація природокористування на водозбірній території транскордонної річки Дніпро. Херсон: «ОЛДІ-ПЛІОС», 2020. 380 с.
3. Пічура В. І. Атлас екологічного стану басейну ріки Дніпро. Херсон: «ОЛДІ-ПЛІОС», 2020. 36 с.
4. Boiko T., Boiko P., Breus D. Optimization of shelterbelts in the steppe zone of Ukraine in the context of sustainable development. *International Multidisciplinary Scientific GeoConference Surveying Geology and Mining Ecology Management, SGEM*. 2018. Vol. 18(3.2). P. 871–876.
5. Breus D., Dudaeva O., Evtushenko O., Skok S. Organic agriculture as a component of the sustainable development of the Kheson region (Ukraine). *International Multidisciplinary Scientific GeoConference Surveying Geology and Mining Ecology Management, SGEM*. 2018. Vol. 18(5.2). P. 691–697.
6. Pichura V. I., Malchykova D. S., Ukrainskij P. A., Shakhman I. A., Bystrantseva, A. N. Anthropogenic Transformation of Hydrological Regime of the Dnieper River. *Indian Journal of Ecology*. 2018. Vol. 45(3). P. 445–453.

7. Vyshnevskiy V., Shevchuk S., Komorin V., Oleynik Yu., Gleick, P. The destruction of the Kakhovka dam and its consequences. *Water International*. 2023. Vol. 48(5). P. 631–647. DOI: 10.1080/02508060.2023.2247679
8. Romanova S., Dmytruk Y., Zhukova Y. Soil monitoring infrastructure in response to war. *International Journal of Environmental Studies*. 2024. Vol. 81(1). DOI: 10.1080/00207233.2024.2314892
9. Napich H., Novitskiy R., Onoprienko D., Dent D., Roubik, H. Water security consequences of the Russia-Ukraine war and the post-war outlook. *Water Security*. 2024. Vol. 21. 100167. DOI: 10.1016/j.wasec.2024.100167
10. Hartmane I., Biyashev B., Getman A. P., Yaroshenko O. M. Impacts of war on Ukrainian nature. *International Journal of Environmental Studies*. 2024. Vol. 81(1). DOI: 10.1080/00207233.2024.2314856.
11. Pichura V., Potravka L., Dudiak N., Bahinskiy O. Natural and Climatic Transformation of the Kakhovka Reservoir after the Destruction of the Dam. *Journal of Ecological Engineering*. 2024. Vol. 25(7). PP. 82–104. DOI: 10.12911/22998993/187961
12. Pichura V. I., Potravka L. A., Skrypchuk P. M., Straticchuk, N. V. Anthropogenic and climatic causality of changes in the hydrological regime of the Dnieper River. *Journal of Ecological Engineering*. 2020. Vol. 21(4). PP. 1–10. DOI: 10.12911/22998993/119521
13. Кутіщев П. С., Коржов Є. І., Гончарова О. В., Козлов Л. В. Екологічна оцінка якості води Дніпровсько-Бузької естуарної екосистеми за гідрохімічними показниками. *Таврійський науковий вісник*. 2021. № 120. С. 323–335. DOI: 10.32851/2226-0099.2021.120.41
14. Kutishchev P. S., Korzhov Y. I., Honcharova O. V. Retrospective analysis and forecast of the main abiotic factors of the environmental conditions of ichthyofauna of the Dnipro-Buh estuary ecosystem. Topical issues of the development of veterinary medicine and breeding technologies. 2022. P. 476–792. DOI: 10.30525/978-9934-26-258-6-14
15. Проблеми басейну річки Інгулець. Звіт Державного агентства водних ресурсів України. URL: <https://davr.gov.ua/fls18/presentatsiyaIngulets.pdf>
16. Pichura V., Potravka L., Skok S., Vdovenko N. Causal Regularities of Effect of Urban Systems on Condition of Hydro Ecosystem of Dnieper River. *Indian Journal of Ecology*. 2020. Vol. 47(2). P. 273–280.
17. Peppas M., Vasilakos Ch., Kavrouidakis, D. Eutrophication monitoring for Lake Pamvotis, Greece, using Sentinel-2 Data. *ISPRS International Journal of Geo-Information*. 2020. Vol. 9(3). P. 143. DOI: 10.3390/ijgi9030143
18. Zhan Y., Delegido J., Erena M., Soria J.M., Ruiz-Verdú A., Urrego P., Sòria-Perpinyà X., Vicente E., Moreno J. Mar Menor lagoon (SE Spain) chlorophyll-a and turbidity estimation with Sentinel-2. *Limnetica*. 2022. Vol. 41(1). DOI: 10.23818/limn.41.18

19. Nurjaya I. W., Surbakti H., Natih, N. M. N. Model of Total Suspended Solid (TSS) distribution due to coastal mining in Western Coast of Kundur Island part of Berhala Strait Model of Total Suspended Solid (TSS) distribution due to coastal mining in Western Coast of Kundur Island part of Berhala Strait. *IOP Conference Series Earth and Environmental Science*. 2019. Vol. 278. P. 1–17. DOI: 10.1088/1755-1315/278/1/012056
20. Романенко В. Д., Жукинський В. М., Осіюк О. П., Яцик А. В. та ін. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними критеріями. Київ: Символ-Т, 1998. С. 28.
21. Юрасов С. Н., Кур'янова С. О., Юрасов Н. С. Комплексна оцінка якості вод за різними методиками та шляхи її вдосконалення. *Український гідрометеорологічний журнал*. 2009. № 5. С. 42–53.
22. Клименко М. О., Вознюк Н. М., Вербецька К. Ю. Порівняльний аналіз нормативів якості поверхневих вод. *Наукові доповіді НУБіП України*. 2012. № 8. С. 1–15.
23. Gower J. F. R., King S., Borstad G. A., Brown L. Detection of intense plankton blooms using the 709 nm band of the MERIS imaging spectrometer. *International Journal of Remote Sensing*. 2005. Vol. 26. PP. 2005–2012.
24. Потравка Л. О., Пічура В. І., Пјasevicius К. Антропогенно-кліматична обумовленість зміни стоку річки Дніпро. *Водні біоресурси та аквакультура*. 2022. № 2(12). С. 191–205. DOI <https://doi.org/10.32851/wba.2022.2.14>

REFERENCES

1. Pichura V. I., Domaratsky Y. A., Yaremko Yu. I., Volochnyuk Y. G., Rybak, V. V. (2017). Strategic Ecological Assessment of the State of the Transboundary Catchment Basin of the Dnieper River Under Extensive Agricultural Load. *Indian Journal of Ecology*, Vol. 44(3), 442–450.
2. Pichura V. I. (2020). *Basejnova organizacija pryrodokorystuvannja na vodozbirnij terytorii' transkordonnoi' richky Dnipro* [Basin organization of nature conservation on the water-collecting territory of the transcordon river Dnipro]. Kherson: “OLDI-PLUS”. [in Ukrainian].
3. Pichura V. I. (2020). *Atlas ekologichnogo stanu basejnu riky Dnipro* [Atlas of the ecological state of the Dnipro River basin]. Kherson: “OLDI-PLUS”. [in Ukrainian].
4. Boiko T., Boiko P., Breus, D. (2018). Optimization of shelterbelts in the steppe zone of Ukraine in the context of sustainable development. *International Multidisciplinary Scientific GeoConference Surveying Geology and Mining Ecology Management, SGEM*, Vol. 18(3.2), 871–876.
5. Breus D., Dyudyaeva O., Evtushenko O., Skok, S. (2018). Organic agriculture as a component of the sustainable development of the Kherson region

- (Ukraine). *International Multidisciplinary Scientific GeoConference Surveying Geology and Mining Ecology Management, SGEM*, Vol. 18(5.2), 691–697.
6. Pichura V. I., Malchykova D. S., Ukrainskij P. A., Shakhman I. A., Bystriantseva A. N. (2018). Anthropogenic Transformation of Hydrological Regime of the Dnieper River. *Indian Journal of Ecology*, Vol. 45(3), 44–453.
 7. Vyshnevskiy V., Shevchuk S., Komorin V., Olynyk Yu., Gleick, P. (2023). The destruction of the Kakhovka dam and its consequences. *Water International*, Vol. 48(5), 631–647. DOI: 10.1080/02508060.2023.2247679
 8. Romanova S., Dmytruk Y., Zhukova, Y. (2024). Soil monitoring infrastructure in response to war. *International Journal of Environmental Studies*, Vol. 81(1). DOI: 10.1080/00207233.2024.2314892
 9. Hapich H., Novitskyi R., Onopriienko D., Dent D., Roubik, H. (2024). Water security consequences of the Russia-Ukraine war and the post-war outlook. *Water Security*, Vol. 21, 100167. DOI: 10.1016/j.wasec.2024.100167
 10. Hartmane I., Biyashev B., Getman A. P., Yaroshenko, O. M. (2024). Impacts of war on Ukrainian nature. *International Journal of Environmental Studies*, Vol. 81(1). DOI: 10.1080/00207233.2024.2314856.
 11. Pichura V., Potravka L., Dudiak N., Bahinskyi O. (2024). Natural and Climatic Transformation of the Kakhovka Reservoir after the Destruction of the Dam. *Journal of Ecological Engineering*, Vol. 25(7), 82–104. DOI: 10.12911/22998993/187961
 12. Pichura V. I., Potravka L. A., Skrypchuk P. M., Strachuk N. V. (2020). Anthropogenic and climatic causality of changes in the hydrological regime of the Dnieper River. *Journal of Ecological Engineering*, Vol. 21(4), 1–10. DOI: 10.12911/22998993/119521
 13. Kutishchev P. S., Korzhov Ye. I., Honcharova O. V., Kozlov L. V. (2021). *Ekologichna ocinka jakosti vody Dniprovs'ko-Buz'koi' estuarnoi' ekosystemy za gidrohimičnymi pokaznykamy* [Ecological assessment of water quality of the Dnieper-Buh estuary ecosystem according to hydrochemical indicators]. *Taurida Scientific Herald*, Vol. 120, 323–335. DOI: 10.32851/2226-0099.2021.120.41 [in Ukrainian].
 14. Kutishchev P. S., Korzhov Y. I., Honcharova O. V. (2022). Retrospective analysis and forecast of the main abiotic factors of the environmental conditions of ichthyofauna of the Dnipro-Buh estuary ecosystem. *Topical issues of the development of veterinary medicine and breeding technologies*, 476–792. DOI: 10.30525/978-9934-26-258-6-14
 15. State Agency of Water Resources of Ukraine (2021). *Problemy basejnu richky Ingulec'* [Problems of the Ingulets River Basin. Report of the State Agency of Water Resources of Ukraine]. URL: <https://dav.r.gov.ua/fls18/presentatsiyaIngulets.pdf> [in Ukrainian].

16. Pichura V., Potravka L., Skok S., Vdovenko, N. (2020). Causal Regularities of Effect of Urban Systems on Condition of Hydro Ecosystem of Dnieper River. *Indian Journal of Ecology*, Vol. 47(2), 273–280.
17. Peppas M., Vasilakos Ch., Kavrouidakis D. (2020). Eutrophication monitoring for Lake Pamvotis, Greece, using Sentinel-2 Data. *ISPRS International Journal of Geo-Information*, Vol. 9(3), 143. DOI: 10.3390/ijgi9030143
18. Zhan Y., Delegido J., Erena M., Soria J.M., Ruiz-Verdú A., Urrego P., Sòria-Perpinyà X., Vicente E., Moreno J. (2022) Mar Menor lagoon (SE Spain) chlorophyll-a and turbidity estimation with Sentinel-2. *Limnetica*, Vol. 41(1). DOI: 10.23818/limn.41.18
19. Nurjaya I. W., Surbakti H., Natih N. M. N. (2019). Model of Total Suspended Solid (TSS) distribution due to coastal mining in Western Coast of Kundur Island part of Berhala Strait Model of Total Suspended Solid (TSS) distribution due to coastal mining in Western Coast of Kundur Island part of Berhala Strait. *IOP Conference Series Earth and Environmental Science*, Vol. 278, 1–17. DOI: 10.1088/1755-1315/278/1/012056
20. Romanenko V., Zhulynskiy V., Oksijuk O., Yacyk A. et al. (1998). *Metodyka ekologichnoi' ocinky jakosti poverhnevnyh vod za vidpovidnyj kryterijamy* [Methodology of ecological assessment of surface water quality by relevant categories]. Kyiv: Symvol-T. [in Ukrainian].
21. Urasov S., Kurjanova S., Urasov, M. (2009). *Kompleksna ocinka jakosti vod za ryznymi metodykami ta shljahy i'i' vdoskonalennja* [Complex estimation of quality of waters on different methods and the ways of its perfection]. *Ukrainian hydrometeorological journal*, Vol. 5, 42–53. [in Ukrainian].
22. Klymenko M. O., Voznyuk N. M., Verbetska K. U. (2012). *Porivnjaj'nyj analiz normatyviv jakosti poverhnevnyh vod* [Comparative analysis of surface-water quality standards]. *Scientific reports of NULES of Ukraine*, Vol. 8, 1–15. [in Ukrainian]
23. Gower J. F. R., King S., Borstad G. A., Brown, L. (2005). Detection of intense plankton blooms using the 709 nm band of the MERIS imaging spectrometer. *International Journal of Remote Sensing*, Vol. 26, 2005–2012.
24. Potravka L. O., Pichura V. I., Iljasevicius K. (2022). *Antropogenno-klimatychna obumovlenist' zminy stoku richky Dnipro* [Anthropogenic and climatic conditionality of changes in the flow of the Dnieper river]. *Water Bioresources and Aquaculture*, no. 2(12), 191–205. DOI <https://doi.org/10.32851/wba.2022.2.14> [in Ukrainian].

УДК 556.115:556.532

DOI <https://doi.org/10.32782/wba.2024.1.10>

ОЦІНКА ЯКОСТІ ВОД РІЧКИ ДУНАЙ ДЛЯ ГОСПОДАРСЬКО-ПИТНОГО ВОДОКОРИСТУВАННЯ

*Романчук М.Є. – к. геогр. н., доцент,
Веслогузова З.Г. – студентка I курсу магістратури,
Одеський державний екологічний університет,
mromanчук67@gmail.com, zlata01200108@gmail.com*

Дунай являється важливою водною артерією не тільки 10 європейських країн, але й півдня України, яка живить озера, поповнює запаси ґрунтових вод, а також використовується для зрошення, судноплавства, рекреаційних цілей, як джерело енергії, питного водокористування. Довжина української ділянки Дунаю – 170 км, з яких 54 км припадає на основне річище, 110 км – на Кілійське гирло, та 6 км – на канал Прорва, який з'єднує гирло із Чорним морем. Якість вод Дунаю формується як на території України, так і за її межами; залежить як від природних, так і антропогенних чинників. Гостро стоїть ситуація забезпечення південного регіону Одеської області якісною питною водою. В основному для пиття використовується вода річки Дунаю, інколи привізана вода, інколи з підземних джерел, але запаси її дуже обмежені та мають підвищену мінералізацію. В роботі розглядається якість води для господарсько-питних потреб в місці водозабору р. Дунай – м. Кілія за 2016–2022 роки. Оцінка якості вод проводилася за ДСТУ 4808:2007 за середніми та найгіршими значеннями. Методика охоплює 80 показників і у відповідності з санітарним законодавством поділяється на сім окремих груп (блоків). Якість води річки вважається придатною для використання, якщо вона належить до 1–3 класів якості за гігієнічними нормативами. В даній роботі аналіз проводився за 23 показниками, які входять у три групи, тому оцінка вважається орієнтовною: I група – органолептичні показники (кольоровість, каламутність); II група – загально-санітарні показники (сухий залишок (мінералізація), сульфати, хлориди, магній, лужність, водневий показник, азот амонійний, азот нітритний, азот нітратний, фосфор фосфатів, розчинений кисень, окисність перманганатна (KMnO_4), окисність біхроматна (ХСК), BCK_5 (біохімічне споживання кисню за 5 діб)); VII група – токсикологічні показники (залізо загальне, марганець, хром (VI), цинк, нафтопродукти, синтетичні поверхнево-активні речовини (СПАР), феноли леткі).

Було визначено, що за середніми значеннями якість вод Дунаю в місці водозабору характеризується як «добра», чиста з ухилом до класу «відмінної», дуже чистої. За найгіршими показниками вода оцінювалась як «задовільна», слабо забруднена з ухилом до класу «доброї». Воду р. Дунай необхідно доочищувати в основному за речовинами азотної групи та фосфору. Стосовно відповідності фізіологічній повноцінності вод за СанПіН 2.2.4-171-10 значне пере-

вищення спостерігалось лише за вмістом натрію (37,3% від загальної кількості спостережень).

Ключові слова: питна вода, органолептичні показники, токсичні речовини, загально-санітарні показники, блокові індекси, якість вод.

Постанова проблеми та її зв'язок із важливими науковими та практичними завданнями. Комунальне господарство, яке забезпечує водою питної якості населення та промисловість, є одним з основних споживачів водних ресурсів і в той же час одним з потенційних забруднювачів природних вод, бо здійснює водовідведення стічних і більшості інших зворотних вод населених пунктів у водні об'єкти. Централізоване водопостачання полягає у заборі води з водних об'єктів – джерел водопостачання, обробки її відповідно вимогам нормативів якості питної води і подачі води споживачам – населенню, промисловим підприємствам та іншим установам [1]. Централізоване питне водопостачання має пріоритетність перед іншими видами спеціального водокористування. Особливо гостро стоїть питання забезпечення якісною питною водою населення півдня України, а саме півдня Одеської області. Підземні води в межах району дослідження мають незначні запаси і характеризуються підвищеною мінералізацією. В основному для пиття використовується привозна вода та головне джерело водопостачання – вода річки Дунай.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Мало публікацій виходить на тему оцінки якості вод річок в місцях водозабору. Саме тут визначається ступінь очистки, вид технічного обладнання та якість вод, яка потрапляє в водопровідну мережу. Основним документом, який класифікує поверхневі води як джерела питного водопостачання, являється ДСТУ4808:2007 [2]. В основному, всі наукові праці присвячені якості водопровідних вод, які визначаються за СанПіНом [3, 4]. Багато авторів характеризують якість вод за екологічною оцінкою та хімічними показниками [5–9]. В деяких роботах, наприклад [10], надається оцінка якості вод р. Південний Буг в межах питних водозаборів за ДСТУ 4808:2007 (гігієнічні та екологічні критерії), але таких робіт дуже мало в межах досліджуваного водного об'єкту.

Формування цілей статті та методи дослідження. Якість води, що подається до осель мережею централізованого водопостачання, на жаль, не завжди відповідає нормативним вимогам якості питної води. Це може бути пов'язано з надмірним забрудненням води джерела водопостачання, технічним зносом устаткування водопідготовки та водогінної мережі, аваріями тощо.

Метою даної роботи являється оцінка якості вод для питного водопостачання в місці водозабору р. Дунай – м. Кілія за 2016–2022 роки (за середніми та найгіршими значеннями); характеристика відповідності

показникам фізіологічної повноцінності мінерального складу. Оцінка якості вод визначається за гігієнічними критеріями за ДСТУ 4808:2007 [2].

Класифікація якості вод за ДСТУ 4808:2007 охоплює 80 показників, які застосовують для оцінювання якості питної води згідно з санітарним законодавством і має сім окремих груп (блоків). Якість води вважається придатною для використання, якщо вона належить до 1-3 класів якості за гігієнічними нормативами.

Ґрунтове оцінювання якості води в поверхневих джерелах питного водопостачання за величинами групових індексів виконують за процедурою, що складається з трьох послідовних етапів: етап групування і оброблення вихідних даних гігієнічних та екологічних показників якості води; етап визначання класів якості води джерела водопостачання; етап узагальнення оцінювання якості води і погодження їх з технологічними прийомами кондиціонування поверхневих і підземних вод залежно від фізико-хімічної та мікробіологічної природи забруднювальних домішок.

В даній роботі аналіз проводився за 23 показниками лише трьох груп, тому оцінка вважається орієнтовною:

1) I група – органолептичні показники: кольоровість, каламутність;
2) II група – загально-санітарні показники хімічного складу води: сухий залишок (мінералізація), сульфати, хлориди, магній, лужність, водневий показник, азот амонійний, азот нітритний, азот нітратний, фосфор фосфатів, розчинений кисень, окисність перманганатна (KMnO_4), окисність біхроматна (ХСК), БСК₅;

3) VII група – токсикологічні показники хімічного складу води: залізо загальне, марганець, хром (VI), цинк, нафтопродукти, синтетичні поверхнево-активні речовини (СПАР), феноли леткі.

Інтегральний індекс обчислюється за формулою:

$$I_{\text{інтегр}} = \frac{I_I + I_{II} + I_{VII}}{3}, \quad (1)$$

де $I_I - I_{VII}$ – величини групових індексів, виражених у класах; 3 – кількість групових індексів.

Результати досліджень. Від витoku до гирла Дунай протікає територією 10 держав: Німеччини, Австрії, Словаччини, Угорщини, Хорватії, Сербії, Болгарії, Румунії, Молдови та України. Також басейн Дунаю охоплює частини територій Італії, Словенії, Боснії й Герцеговини, Албанії, Македонії, Польщі, Швейцарії та Чехії [11]. Довжина річки в межах гирлової частини Одеської області – 175 км з водозбірною площею – 752,4 км².

Українською ділянкою Дунаю розташовані міста Рені (19,5 тис. жителів), Ізмаїл (73 тис.), Кілія (20,8 тис.), Вилкове (8,6 тис.), а також села Ізмаїльського району Одеської області. Всі ці великі міста та маленькі селища вздовж русла вносять свій вклад в стан якості вод річки.

Були обчислені дані якості вод за органолептичними (блок I), загально – санітарними хімічними (блок II) та токсикологічними (блок VII) показниками хімічного складу вод р. Дунай – м. Кілія. В якості прикладу розрахунків наведено обчислення вихідної інформації по блоку II за 2020 рік (таблиця 1).

Таблиця 1. Обчислення величин індексу (I_{II}) при неповному оцінюванні якості вод р. Дунай – м. Кілія, 2020 рік

Показники складу води	Одиниці виміру	Емпіричні значення показників складу і відповідних їм класів якості води	Обчислення середньо-арифметичних значень і визначання класів і підкласів якості води
II. Загально-санітарні хімічні показники			
Сухий залишок (мінералізація)	мг/дм ³	306,83-1; 318,53-1; 275,7-1; 285,64-1; 243,82-1; 361,52-1 ; 257,67-1; 245,39-1; 226,95-1; 277,57-1; 272,97-1; 313,68-1	$\Sigma=12, n=12,$ $\bar{x}=1,0$ [(1)]
Сульфати	мг/дм ³	81,1-2; 69,1-2; 64,3-2; 64,3-1; 42,7-2; 128,5-3 ; 81,7-2; 62,3-2; 40,7-2; 86,3-2; 65,6-2; 78,8-2	$\Sigma=24, n=12,$ $\bar{x}=2,0$ [(2)]
Хлориди	мг/дм ³	24,8-1; 35,5-2 ; 26,6-1; 35,5-2; 35,5-2; 35,5-2; 26,6-1; 26,6-1; 26,6-1; 26,6-1; 26,6-1; 26,6-1	$\Sigma=16, n=12,$ $\bar{x}=1,33$ [(1)(2)]
Магній	мг/дм ³	18,23-2; 15,19-2; 18,23-2; 24,3-2 ; 18,23-2; 18,2-2; 21,3-2; 15,2-2; 12,2-2; 18,2-2; 12,2-2; 18,2-2	$\Sigma=24, n=12,$ $\bar{x}=2,0$ [(2)]
Водневий показник	Одиниці рН	8,17-2; 8,13-2; 8,08-2; 8,19-2 ; 7,9-2; 7,9-2; 7,9-2; 7,96-2; 8,3-3; 7,97-2; 6,86-2; 8,15-2	$\Sigma=25, n=12,$ $\bar{x}=2,08$ [(2)]
Азот амонійний	мг/дм ³	0,21-2; 0,5-3; 0,07-1; 0-1; 0-1; 0,15-2; 0-1; 0,003-1; 0,5-3 ; 0-1; 0,43-3; 0,4-3	$\Sigma=22, n=12,$ $\bar{x}=1,83$ [(2)(1)]
Азот нітритний	мг/дм ³	0-1; 0,02-3; 0,1-4 ; 0,02-3; 0,04-3; 0,05-3; 0,02-3; 0,05-3; 0,03-3; 0,02-3; 0,02-3; 0,02-3	$\Sigma=35, n=12,$ $\bar{x}=2,92$ [(3)(2)]
Азот нітратний	мг/дм ³	12-4 ; 2,6-4; 4,1-4; 3-4; 4,1-4; 9,07-4; 1,3-4; 1,08-4; 2,34-4; 4,81-4; 3,39-4; 4-4	$\Sigma=48, n=12,$ $\bar{x}=4$ [(4)]
Фосфор фосфатів	мг/дм ³	0,22-4; 0,22-4; 0,34-4; 0,06-1; 0,17-3; 0,15-3; 0,37-4 ; 0,24-4; 0,36-4; 0,28-4; 0,29-4; 0,29-4	$\Sigma=43, n=12,$ $\bar{x}=3,58$ [(3-4)]
Розчинений кисень	мг/дм ³	11,7-1; 12-1 ; 10,5-1; 10,3-1; 9,6-1; 8,7-1; 6,7-3; 7,7-2; 8,5-1; 8,04-1; 10,1-1; 10,6-1	$\Sigma=15, n=12,$ $\bar{x}=1,25$ [(1)]
Окисність біхроматна (ХСК)	мг/дм ³	4-1; 12-2; 56-4 ; 10-2; 13,9-2; 11-2; 27,5-2; 34-3; 21-2; 4,4-1; 11-2; 6-1	$\Sigma=24, n=12,$ $\bar{x}=2,0$ [(2)]
БСК ₅	мг/дм ³	2,2-2; 1-1; 1,2-1; 1,2-1; 4-3; 3,3-3; 3,6-3 ; 1,7-2; 2,4-2; 2-2; 2,2-2; 1,8-2	$\Sigma=24, n=12,$ $\bar{x}=2,0$ [(2)]
II. Загально-санітарні хімічні показники		$\Sigma x_{\text{ср.}} = 288; n = 144; \bar{x} = 2,0$ [(2)]. $\Sigma x_{\text{ин.}} = 34; n = 12; \bar{x} = 2,83$ [(3)(2)].	

Примітка: напівжирним шрифтом виділені максимальні показники якості вод.

Були розраховані блокові (I_I, I_{II}, I_{VII}) та інтегральні (за формулою 1) показники за весь період дослідження. На їх основі складені таблиці узагальненого інтегрального індексу для середніх (таблиця 2) та найгірших (таблиця 3) значень.

За інтегральним індексом (I інтегр. сер.) (середні показники) вода р. Дунай належала тільки до 2 класу якості і була найкращою у 2017 році з підкласом 1-2. Вона характеризувалась як перехідна за якістю від «відмінної», дуже чистої до класу «доброї», чистої. У 2020–2022 рр. відбулось погіршення води річки до «доброї», чистої прийнятної якості (2 підклас).

Таблиця 2. Середні значення узагальненого інтегрального індексу якості води р. Дунай – м. Кілія за 2016–2022 рр.

	Рік	Оцінка якості води (середні значення)		
		значення	підклас якості	Характеристика
I інтегр. сер.	2016	1,91	2(1)	«Добра», чиста вода з ухилом до класу «відмінної», дуже чистої
	2017	1,75	1–2	Вода, перехідна за якістю від «відмінної», дуже чистої до «доброї», чистої
	2018	1,92	2(1)	«Добра», чиста вода з ухилом до класу «відмінної», дуже чистої
	2019	1,88	2(1)	«Добра», чиста вода з ухилом до класу «відмінної», дуже чистої
	2020	2,13	2	«Добра», чиста вода прийнятної якості
	2021	2,07	2	«Добра», чиста вода прийнятної якості
	2022	2,02	2	«Добра», чиста вода прийнятної якості
	I інтегр. сер. 2016–2022рр.	1,95	2(1)	«Добра», чиста вода з ухилом до класу «відмінної», дуже чистої

Таблиця 3. Найгірші значення узагальненого інтегрального індексу якості води р. Дунай – м. Кілія за 2016–2022 рр.

	Рік	Оцінка якості води (найгірші значення)		
		значення	підклас якості	Характеристика
I інтегр. нг.	2016	2,17	2	«Добра», чиста вода прийнятної якості
	2017	2	2	«Добра», чиста вода прийнятної якості
	2018	2	2	«Добра», чиста вода прийнятної якості
	2019	2,31	2(3)	«Задовільна», слабо забруднена вода з ухилом до класу «доброї», чистої
	2020	2,72	2-3	Вода, перехідна за якістю від «доброї», чистої до «задовільної», слабо забрудненої
	2021	2,53	2-3	Вода, перехідна за якістю від «доброї», чистої до «задовільної», слабо забрудненої
	2022	2,65	2-3	Вода, перехідна за якістю від «доброї», чистої до «задовільної», слабо забрудненої
	I інтегр. нг. 2016–2022 рр.	2,34	2(3)	«Задовільна», слабо забруднена вода з ухилом до класу «доброї», чистої

За інтегральним індексом ($I_{\text{інтегр.нг}}$) (найгірші показники) вода належала до 2 та 3 класів якості. Найбільш чистою вона була у 2016–2018 рр. і характеризувалась 2 підкласом – «добра», чиста прийнятної якості. У 2020–2022 рр. якість води погіршилась до підкласу 2-3 і оцінювалась як перехідна від «доброї», чистої до «задовільної», слабо забрудненої.

За речовинами, які перевищували 3 клас якості вод, були побудовані графіки тільки за ті роки, в які спостерігались ці перевищення.

На рисунку 1 наведений графік зміни азоту нітритного за 2016–2022 рр., оскільки були зафіксовані перевищення 3-го класу якості вод протягом всього періоду дослідження. Норматив 3 класу (верхньої межі) якості вод дорівнює $0,05 \text{ мг/дм}^3$.

Також за всі роки, окрім 2019 року (показник був у нормі), був побудований графік зміни азоту нітратного (рисунок 2).

Як видно з графіку, найгірше значення відмічалось у лютому 2019 року ($0,345 \text{ мг/дм}^3$), але після цього цей показник знаходився в допустимих межах ($<0,05 \text{ мг/дм}^3$), за виключенням квітня ($0,073 \text{ мг/дм}^3$). В усі

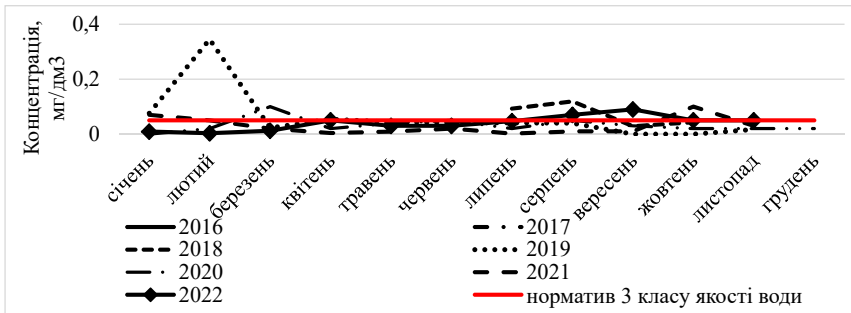


Рис. 1. Графік зміни азоту нітритного за 2016–2022 роки

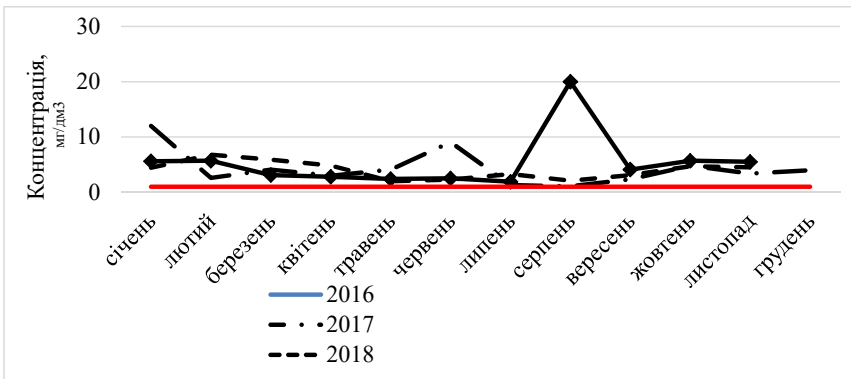


Рис. 2. Графік зміни азоту нітратного за 2016–2022 роки р. Дунай – м. Кілія

інші роки значення коливались від 0,009 до 0,1 мг/дм³. Перевищення нормативу спостерігалось: протягом всього 2016 року (0,053–0,1 мг/дм³); у січні (0,073 мг/дм³), травні (0,059 мг/дм³), липні (0,058 мг/дм³) та грудні (0,05 мг/дм³) 2017 року; у серпні 2018 року (0,119 мг/дм³); у березні 2020 року; у січні та жовтні 2021 року (0,07 та 0,1мг/дм³ відповідно); у березні, серпні та вересні 2022 року (0,012 мг/дм³, 0,07мг/дм³, 0,09 мг/дм³ відповідно).

За весь період спостереження концентрації параметру знаходяться вище межі 3 класу якості води (1 мг/дм³). Закономірності у внутрішньо річній зміні показника не спостерігається.

Найбільше значення фосфору фосфатів (рисунок 3) було в січні 2022 року (0,9 мг/дм³) при нормативі верхньої межі 3 класу – 0,2 мг/дм³. Також високі показники були у лютому та липні 2021 року і дорівнювали 0,49 та 0,53 мг/дм³, відповідно. Можна спостерігати сезонний хід зміни фосфору фосфатів у воді річки Дунай: зменшення показника у весінньо-літній період і збільшення в літньо-осінній, що може бути пов'язано з розвитком та відмиранням водної рослинності.

За вмістом сульфатів перевищення нормативного значення верхньої межі 3 класу (250 мг/дм³) спостерігалось лише у вересні 2019 року та дорівнювало 253,92 мг/дм³ (рисунок 4). Протягом іншого проміжку часу концентрації були значно нижчі та коливались від 3,4 до 37,4 мг/дм³.

Хімічне споживання кисню (ХСК) – показник вмісту органічних речовин у воді, який виражається в міліграмах кисню, що пішов на окислення органічних речовин в літрі води.

Тільки у 2019 та 2020 роках фіксувалось перевищення нормативного значення, що відповідає 3 класу якості води (40 мг/дм³). У 2019 році відбувалось збільшення показника: від 2 мг/дм³ у березні до 52,63 мг/дм³ у серпні. За лінією тренду у 2019 році вміст ХСК збільшується, а в 2020 році,

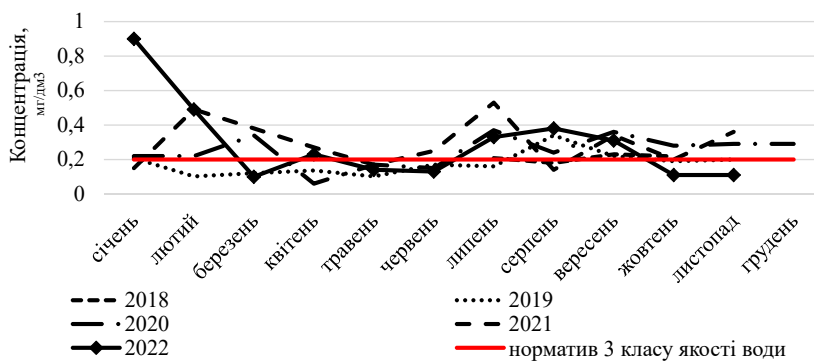


Рис. 3. Графік зміни фосфору фосфатів за 2018–2022 роки

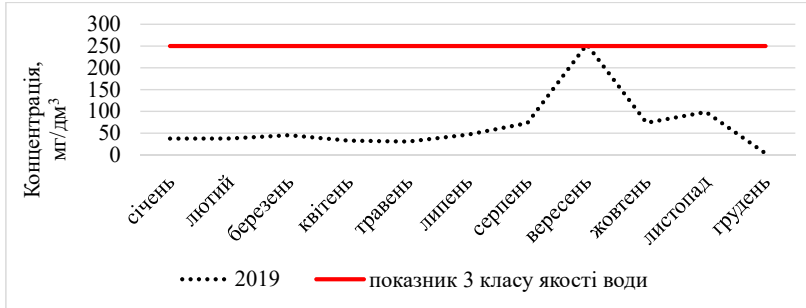


Рис. 4. Графік зміни сульфатів за 2019 рік

навпаки, знижується. В 2020 році найбільше значення спостерігалось в березні та дорівнювало 56 мг/дм³ (рисунок 5).

На рисунку 6 показано, що зміни концентрації СПАР за 2019 та 2020 рр. схожі, адже збільшення вмісту параметру йде ближче до кінця року та перевищує норматив 3 класу якості води (0,25 мг/дм³) у листопаді: відповідно – 0,33 мг/дм³ у 2019 р. та 0,26 мг/дм³ в 2020 р. У червні 2019 року є різкий зріст концентрації, яка дорівнює 0,16 мг/дм³, але знаходиться в допустимих межах.

Значення водневого показника має знаходитись в межах від 6,1 до 8,5 в одиницях рН. В 2021 році було перевищення цих значень у серпні (8,63), а в 2022 році – у березні (8,6) (рисунок 7).

За СанПіН 2.2.4-171-10 якість питної води, яка є найкращою для споживання людиною, повинна відповідати фізіологічній повноцінності. У таблиці 4 приведені показники фізіологічної повноцінності вод р. Дунай.

Загальна жорсткість перевищувала норму тільки один раз у 2019 році.

Показники загальної лужності та кальцію в період спостереження були у межах нормативних значень.

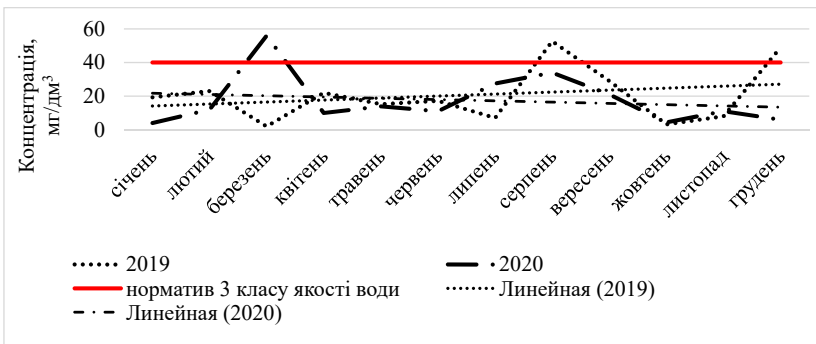


Рис. 5. Графік перевищення ХСК за 2019 та 2020 роки

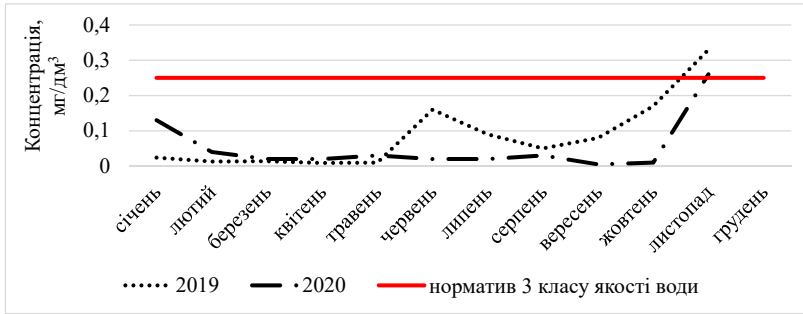


Рис. 6. Графік зміни СПАР за 2019 та 2020 роки

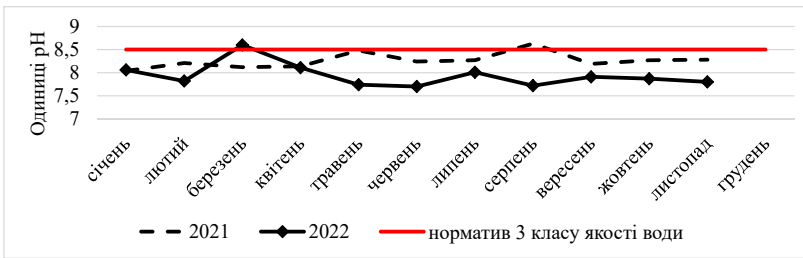


Рис. 7. Графік перевищення водневого показника рН за 2021 та 2022 роки

Таблиця 4. Діапазон показників фізіологічної повноцінності мінерального складу питної води р. Дунай

№з/п	Найменування показників	Одиниці виміру	Діапазон фактичних значень	Діапазон нормативних значень
1	Загальна жорсткість	ммоль/дм ³	3,0–8,0↑	1,5–7,0
2	Загальна лужність	ммоль/дм ³	0,97–3,7	0,5–6,5
3	Кальцій	мг/дм ³	40–75	25–75
4	Магній	мг/дм ³	6,1↓–60,75↑	10–50
5	Натрій	мг/дм ³	15–29,9↑	2–20
6	Сухий залишок	мг/дм ³	196,19↓–520,59↑	200–500

Концентрація магнію була менше норми один раз – у липні 2021 року (6,1 мг/дм³), а перевищення спостерігалось один раз – у вересні 2019 року (60,75 мг/дм³).

Концентрації натрію за весь період дослідження перевищували верхню межу нормативних значень 19 разів у 2020–2022 роках. В інші роки відповідали нормі.

Сухий залишок лише один раз був нижче нижньої межі нормативних значень у липні 2022 року (196,19 мг/дм³), а перевищення спостерігалось тільки у вересні 2019 року (520,59 мг/дм³).

Висновки з даного дослідження та перспективи подальшого розвитку в цьому напрямі. Вода річки Дунай – м. Кілія використовується як джерело питного водопостачання і має велике значення як для здоров'я людини, так і для використання в інших цілях. Аналіз якості вод проведено за 2016–2022 роки. За результатами роботи можна зробити наступні висновки:

1. За інтегральним індексом (середні значення) якість води р. Дунай – м. Кілія за період 2016–2022 роки відноситься до 2-го класу з підкласом 2(1) і характеризується як «добра», чиста з ухилом до класу «відмінної», дуже чистої. Якість води змінювалась як перехідна за якістю від «відмінної», дуже чистої до «доброї», чистої (2 клас, 1-2 підклас) до «доброї», чистої прийнятної якості (2 клас, 2 підклас).

2. Погіршення якості вод відбувалось за рахунок зменшення кількості досліджуваних речовин блоку токсикологічних показників та збільшення концентрацій показників загально-санітарного блоку (рН, речовин азотної групи, фосфору фосфатів).

3. За період 2016–2022 рр. середні значення інтегрального індексу (найгірші показники) якості вод р. Дунай – м. Кілія дорівнювало 2,34 і вода характеризувалась як «задовільна», слабо забруднена з ухилом до класу «доброї», чистої (2 клас, 2(3) підклас). Найкраща якість вод спостерігалась у 2016–2018 роках («добра», чиста прийнятної якості), найбільш забрудненою була у 2020–2022 роках (перехідна за якістю від «доброї», чистої до «задовільної», слабо забрудненої).

4. За фізіологічною повноцінністю якість вод річки Дунай не відповідала нормативним значенням за вмістом магнію (3,4 %), натрію (37,3 %), сухим залишком (3,5 %) та загальною жорсткістю (4 %).

5. Для покращення якості вод питного водопостачання необхідно проводити комплекс заходів, які надані в додатку В [2], щодо обробляння води залежно від класу її якості в місці водозабору. В нашому випадку це стосується доочищення речовин, які належать до 2 та 3 класу якості хімічного складу загально-санітарних та органолептичних показників.

6. Також треба зменшити потрапляння речовин азотної групи та фосфору з прилеглих сільськогосподарських територій та стічних вод, що пов'язано зі зношенням або відсутністю каналізаційних систем.

ASSESSMENT OF THE WATER QUALITY OF THE DANUBE RIVER FOR ECONOMIC AND DRINKING WATER USE

*Romanchuk M.E. – Candidate of Geographical Sciences, Associate Professor,
Veslohuзова Z.H. – student of the 1st year of the master's degree,
Odesa State Environmental University,
mromanchuk67@gmail.com , zlata01200108@gmail.com*

The Danube is an important water artery not only of 10 European countries, but also of the south of Ukraine, which feeds lakes, replenishes groundwater reserves and is also used for irrigation, shipping, recreational purposes, as a source of energy and drinking water use. The length of the Ukrainian section of the Danube is 170 km, of which 54 km is on the main river, 110 km on the Kilia estuary and 6 km on the Prorva channel, which connects the estuary with the Black Sea. The quality of the Danube waters is formed both on the territory of Ukraine and outside its borders, depends on both natural and anthropogenic factors. The situation of providing the southern region of Odesa region with high-quality drinking water is acute. Water from the Danube River is mainly used for drinking, sometimes imported water, sometimes from underground sources, but its reserves are very limited and have high mineralization. The work considers the quality of water for economic and drinking needs in the place of water intake of the Danube River – the city of Kilia for the years 2016–2022. Water quality was assessed according to DSTU 4808:2007 according to average and worst values. The methodology covers 80 indicators and is divided into seven separate groups (blocks) in accordance with sanitary legislation. The quality of river water is considered suitable for use if it belongs to 1-3 quality classes according to hygienic standards. In this work, the analysis was carried out on 23 indicators, which are included in three groups, therefore the assessment is considered indicative: group I – organoleptic indicators (color, turbidity); II group – general sanitary indicators (dry residue (mineralization), sulfates, chlorides, magnesium, alkalinity, hydrogen indicator, ammonium nitrogen, nitrite nitrogen, nitrate nitrogen, phosphorus phosphates, dissolved oxygen, permanganate oxidation (KMnO_4), dichromate oxidation (HCK), BSK_5); group VII – toxicological indicators (total iron, manganese, chromium (VI), zinc, petroleum products, synthetic surface-active substances (SPAR), volatile phenols).

It was determined that, according to the average values, the quality of the Danube water at the point of water intake is characterized as “good”, clean with a bias towards the class “excellent”, very clean. According to the worst indicators, the water was rated as “satisfactory”, slightly polluted with a bias towards the “good” class. The water of the Danube River needs to be further purified mainly for substances of the nitrogen group and phosphorus. Regarding compliance with the physiological quality of water according to SanPiN 2.2.4-171-10, a significant excess was observed only for the sodium content (37.3 % of the total number of observations).

Keywords: drinking water, organoleptic indicators, toxic substances, general sanitary indicators, block indices, water quality.

ЛІТЕРАТУРА

1. Пономаренко Є. Г., Дмитренко Т. В. Дослідження в галузі використання і охорони вод: конспект лекцій. Харків : ХНУМГ ім. О. М. Бекетова, 2019. 61 с.
2. ДСТУ 4808:2007 Джерела централізованого питного водопостачання. Гігієнічні та екологічні вимоги щодо якості води і правила вибирання. Київ: Видавництво стандартів, 2007. 42 с. URL: https://online.budstandart.com/ua/catalog/doc-page?id_doc=53159
3. Про затвердження Державних санітарних норм та правил «Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною» (ДСанПіН 2.2.4-171-10): Закон України від 01 липня 2010 р. № 452/17747. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0452-10>
4. Сафранов Т. А., Поліщук А. А., Волков Е. Д. та ін. Фізіологічна повноцінність мінерального складу питних вод Одеської агломерації. *Вісник Одеського державного екологічного університету*. 2013. № 15. С. 5–13. URL: http://eprints.library.odeku.edu.ua/4117/1/hosenu_15_2013_5.pdf
5. Романенко В. Д., Жукинський В. М., Оксіюк О. П. та ін. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями. Київ: СИМВОЛ-Т, 1998. 28 с.
6. Лозовіцький П. С., Молочко А. М., Бібік В. М. Лозовіцький А. П., Молочко М. А. Екологічна оцінка якості вод Дунаю. *Екологічні науки*. 2017. № 18. С. 188.
7. Сиротенко Є., Даус М. Оцінювання екологічної обстановки та якості води у пониззі річки Дунай (на прикладі м. Рені). *«Екологія. Людина. Суспільство»*: матеріали XXII Міжнародної науково-практичної конференції. Київ: НТУУ «КПІ ім. Ігоря Сікорського», 2021. С. 326–329.
8. Лозовіцький П. С. Специфічні речовини токсичної дії у воді річки Дунай. *Екологічні науки*. 2014. № 6. С. 21–34. URL: <http://eoj.dea.kiev.ua/archives/2014/6/4.pdf>
9. Клебанов Д. О., Осадча Н. М. Оцінка виносу сполук важких металів водами р. Дунай у сучасний період. *Наукові Праці УкрНДГМІ*. 2012. № 263. С. 131–151. URL: https://uhmi.org.ua/pub/np/263/Klebanov_Osadcha_263.pdf
10. Магась Н. І. Оцінка рівня екологічної безпеки поверхневих вод річки Південний Буг як джерела питного водопостачання у Миколаївській області. *«Екологія. Довкілля. Енергозбереження»*: збірник матеріалів III Міжнародної науково-практичної конференції. Полтава: НУПІ, 2022. С. 37–42.
11. Річка Дунай. Давня назва і загальний опис: урок. URL: https://urok.pp.ua/serednya_osvta/12840-rchka-dunay-davnya-nazva-zagalniy-opis.html (дата звернення: 15.04.2024).

REFERENCES

1. Ponomarenko E. H., Dmytrenko T. V. (2019). *Doslidzhennia v haluzi vykorystannia i okhorony vod: konspekt lektsii*. [Research in the field of water use and protection: synopsis of lectures]. Kharkiv: KhNUMH im. O. M. Beketova. [in Ukrainian].
2. DSTU 4808:2007 Dzherela tsentralizovanoho pytnoho vodopostachannia. Hihienichni ta ekolohichni vymohy shchodo yakosti vody i pravyla vybyrannia (2007). [DSTU 4808:2007 Sources of centralized drinking water supply. Hygienic and ecological requirements for water quality and selection rules]. URL: https://online.budstandart.com/ua/catalog/doc-page?id_doc=53159 [in Ukrainian].
3. *Pro zatverdzhennia Derzhavnykh sanitarnykh norm ta pravyl "Hihienichni vymohy do vody pytnoi, pryznachenoj dlia spozhyvannia liudynoi" (DSanPiN 2.2.4-171-10)"*: *Zakon Ukrainy № 452/17747* [On the approval of State sanitary norms and rules "Hygienic requirements for drinking water intended for human consumption" (DSanPiN 2.2.4-171-10)": Law of Ukraine dated July 1, 2010, no. 452/17747]. 01.07.2010. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0452-10> [in Ukrainian].
4. Safranov T. A., Polishchuk A. A., Volkov E. D. (2013). *Fiziolohichna povnotsinnist mineralnogo skladu pytnykh vod Odeskoi ahlomeratsii*. [Physiological completeness of the mineral composition of drinking water of the Odesa agglomeration]. *Bulletin of Odessa State Ecological University*, no. 15, 5–13. URL: http://eprints.library.odeku.edu.ua/4117/1/hosenu_15_2013_5.pdf [in Ukrainian].
5. Romanenko V. D., Zhukynskyi V. M., Oksiiuk O. P. ta in (1998). *Metodyka ekolohichnoi otsinky yakosti poverkhnevyykh vod za vidpovidnyimi katehoriiami*. [Methodology of environmental assessment of surface water quality by relevant categories]. Kyiv: SYMVOL-T. [in Ukrainian].
6. Lozovitskyi P. S., Molochko A. M., Bibik V. M., Lozovytskyi A. P., Molochko M. A. (2017). *Ekolohichna otsinka yakosti vod Dunai*. [Ecological assessment of the quality of Danube waters]. *Environmental sciences*, no. 18, 188. [in Ukrainian].
7. Syrotenko Ye., Daus M. (2021). *Otsiniuvannia ekolohichnoi obstanovky ta yakosti vody u ponyzzy richky Dunai (na prykladi m. Reni)* [Assessment of the ecological situation and water quality in the lower reaches of the Danube River (on the example of the city of Reni)]. Proceedings of the materials XXII Mizhnarodnoi naukovopraktychnoi konferentsii "Ekolohiia. Liudyna. Suspilstvo" (Ukraine, Kyiv, 2021). Kyiv: NTUU "KPI im. Ihoria Sikorskoho", 326–329. [in Ukrainian].
8. Lozovitskyi P. S. (2014). *Spetsyfichni rechovyny toksychnoi dii u vodi richky Dunai* [Specific toxic substances in the water of the Danube River].

- Environmental sciences*, no. 6, 21–34. URL: <http://ecoj.dea.kiev.ua/archives/2014/6/4.pdf> [in Ukrainian].
9. Klebanov D. O., Osadcha N. M. (2012). *Otsinka vynosu spoluk vazhkykh metaliv vodamy r. Dunai u suchasnyi period* [Evaluation of removal of heavy metal compounds by the waters of the Danube River in the modern period]. *Scientific Works of UkrNDGMI*, no. 263, 131–151. URL: https://uhmi.org.ua/pub/np/263/Klebanov_Osadcha_263.pdf [in Ukrainian].
 10. Mahas N. I. (2022). *Otsinka rivnia ekolohichnoi bezpeky poverkhnevykh vod richky Pivdennyi Buh yak dzherela pytnoho vodopostachannia u Mykolaivskii oblasti* [Assessment of the level of ecological safety of the surface waters of the Southern Bug River as a source of drinking water supply in the Mykolaiv region]. *Zbirnyk materialiv III Mizhnarodnoi naukovo-praktychnoi konferentsii “Ekolohiia. Dovkillia. Enerhozberezhennia”* (Ukraine, Poltava, 2022). Poltava: NUPP. PP. 37–42. [in Ukrainian].
 11. Urok (2020). *Richka Dunai. Davnia nazva i zahalnyi opys* [Danube River. Old name and general description]. URL: <https://yrok.pp.ua/serednya-osvta/12840-rchka-dunay-davnya-nazva-zagalniy-opis.html> [in Ukrainian]. (accessed 15 April 2024).

УДК 504.4:574.58:581.6

DOI <https://doi.org/10.32782/wba.2024.1.11>

ФУНКЦІОНАЛЬНІ ЗМІНИ РОСЛИН *CERATOPHYLLUM DEMERSUM* ЗА ДІЇ ТРОТИЛУ В МОДЕЛЬНОМУ ЕКСПЕРИМЕНТІ

Хромих Н.О. – к. б. н., с. н. с.,
Шарамок Т.С. – к. б. н., доцент,
Єсінова Н.Б. – к. б. н., доцент,

Дніпровський національний університет імені Олеся Гончара,
Khromykh2012@gmail.com

Тривалі масштабні воєнні дії на території України призводять до руйнації і деградації водних екосистем, які часто є кінцевими поглиначами різноманітних забруднювачів, у тому числі вибухових речовин. Необхідність відновлення водних екосистем диктує пошук ефективних та екологічно безпечних способів елімінації вибухових речовин, зокрема тротилу. Заселення макрофітів, здатних до детоксикації тротилу, може стати шляхом до відновлення забруднених водойм через процеси біологічного очищення. У даній роботі за характером змін фотосинтетичного апарату та активності глутатіон-S-трансферази (GST) оцінено адаптивний потенціал поширеної рослини куширу зануреного (*Ceratophyllum demersum* L.) до впливу тротилу в концентраціях 25 мг/л і 50 мг/л у модельних умовах забруднення водойми.

Встановлено дозозалежні зміни вмісту хлорофілу a, хлорофілу b, їх сумарного вмісту, а також співвідношення пігментів у рослин *C. demersum* за дії тротилу. Активація процесів біосинтезу стосувалась обох фотосинтетичних пігментів, однак більшою мірою хлорофілу b. Сумарний вміст хлорофілів за дії низької і високої концентрацій тротилу мав два максимуми: на четверту (відповідно, 13 % і 33 % вище контролю) та на 72-у (46 % і 31 % вище контролю) години експерименту. За дії обох концентрацій тротилу рослини *C. demersum* виявили здатність до гнучкої регуляції вмісту і співвідношення пігментів, що вказує на можливість адаптації фотосинтетичного апарату рослин до впливу токсиканта.

Зміни активності глутатіон-S-трансферази у рослин *C. demersum* за дії тротилу були дозозалежними, а їх динаміка мала два максимуми: на другу годину (5 % і 47 % вище контролю, відповідно за низької і високої концентрацій) та на 24-у годину (17 % вище контролю) за високої і на 72-у годину (26 % вище контролю) за низької концентрації тротилу. Активація GST за впливу тротилу, що супроводжувалась зростанням вмісту нітритів у водному середовищі, розцінена як ймовірна участь ферменту в детоксикації тротилу шляхом його кон'югації з глутатіоном. Загалом отримані дані вказують на ефективну регуляцію і захист фотосинтетичного процесу та активацію ферментативної детоксикації тротилу у рослинах *C. demersum*, що свідчить про їх потенційну придатність до очищення і відновлення водних екосистем, забруднених вибуховими речовинами.

Ключові слова: кушир занурений, тротил (2,4,6-тринітротолуол), забруднення водних екосистем, детоксикація, біологічне очищення.

Постановка проблеми. Одним із чисельних негативних екологічних наслідків масштабних воєнних дій, що тривають на території України, є забруднення водного середовища вибуховими речовинами та продуктами їх перетворення. Використовуваний у більшості порохових сумішей тротил (2,4,6-тринітротолуол) та його похідні 2,4-динітротолуол, 2,6-динітротолуол й інші потрапляють у повітря, ґрунт, поверхневі та підземні води. Розчиняючись у воді, вказані нітроароматичні сполуки створюють токсичне середовище для гідробіонтів, тому важливо встановити адаптаційні можливості водних організмів і виявити серед них такі, що здатні до біологічного знешкодження токсикантів і очищення та відновлення забруднених водойм.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Водні екосистеми є дуже уразливими до впливу воєнних дій, які можуть призвести до їх деградації. Наприклад, через знищення російськими військами греблі Оскільського водосховища у Харківській області (березень 2022 р.) відбулось практично повне обміління водойми, руйнація екосистеми водосховища, знищення цінних видів риб та іншої водної біоти [1]. Крім того, застосування вибухових речовин має пролонговані наслідки на водні ресурси, серед яких основними є забруднення важкими металами та азотовмісними сполуками [2], зокрема тротилом і продуктами його трансформації.

У країнах із масштабним промисловим виробництвом та переробкою боеприпасів проведені чисельні дослідження впливу 2,4,6-тринітротолуолу на біоту і виявлено, що відносно висока розчинність у воді в межах 70–120 мг/л [3] провокує його поглинання водними організмами, зокрема, у невеликих кількостях він може накопичуватися в рибах і рослинах [4]. Навіть у низьких концентраціях (менше 10 мг/л) тротил виявляє токсичну та мутагенну дію на різні організми, від мікробів до людини [5]. Потрапивши у водне середовище, тротил здатен до міграції по харчових ланцюгах, що становить значну загрозу для екосистеми в цілому і здоров'я споживачів морепродуктів зокрема [6]. Прояви токсичної дії тротилу на людський організм включають висипання, токсичний гепатит, дерматит, ціаноз, чхання, кашель, периферичний неврит, катаракту, біль у м'язах, апластичну анемію та ураження нирок [4].

Впродовж останніх десятиліть дослідниками з різних країн значна увага була приділена проблемі очищення забруднених вибуховими речовинами територій і пошуку економічних технологій їх відновлення, серед яких фітореMediaція розглядалась як важлива стратегія відновлення ґрунту і води [7, 8]. У результаті досліджень була встановлена здатність організмів різних таксономічних груп до біологічного розщеплення молекул тротилу або їх акумуляції, що забезпечує знешкодження токсиканта. Наприклад, ефективність деградації тротилу бактеріями *Pseudomonas aeruginosa*

становила 46–59 % зниження його вмісту після 48 годин експозиції [9]. Показано високу здатність синьо-зеленої водорості *Spirulina platensis* адсорбувати 2,4,6-тринітротолуол, поглинаючи близько 87 % його вмісту з забрудненої води протягом 15 днів [10]. У наших попередніх дослідженнях встановлено здатність прісноводної водорості *Rhizoclonium* sp. до зниження кількості тротилу на 66,4 % від початкової концентрації 100 мг/л протягом 48 годин перебування у забрудненій тротилом модельній водоймі [11]. Серед вищих водних рослин, занурена рослина водопериця колосіста (*Myriophyllum spicatum*) є найбільш перспективним видом, який показав ефективне поглинання тротилу [12].

Кушир занурений (*Ceratophyllum demersum* L.) є повсюдно поширеним у водоймах північної півкулі рослинним видом, що характеризується невимогливістю до освітлення та конкурентоздатністю. Кушир занурений часто використовують як тест-об'єкт для біоіндикації, зокрема у випадку забруднення водойм мікроелементами [13]. *C. demersum* вважається типовим представником занурених макрофітів у водоймах України, забруднених промисловими стоками [14]. З урахуванням зазначених властивостей, ми припустили можливість існування в рослин куширу зануреного ефективних механізмів детоксикації для знешкодження тротилу та очищення водойм, що визначає доцільність проведення дослідження.

Формулювання цілей статті. Метою нашої роботи було встановлення характеру змін фотосинтетичного апарату та процесів ферментативної детоксикації за участі глутатіон-S-трансферази у рослинах куширу зануреного внаслідок дії тротилу в модельному забрудненому водному середовищі.

Матеріали і методи дослідження. Експерименти проводили в жовтні 2023 року в лабораторіях НДІ біології Дніпровського національного університету імені Олеся Гончара. Тест-об'єктом слугували надані НВК «Акваріум» рослини куширу зануреного (*Ceratophyllum demersum* L.), які витримувались у відстояній водопровідній воді в акваріумах упродовж 10 діб перед дослідом. Забруднення водного середовища моделювали додаванням тротилу (в кінцевих концентраціях 25 мг/л і 50 мг/л) в акваріуми.

Тротил (2,4,6-тринітротолуол) виготовляли в аналітичних кількостях згідно з описаним методом [15] і підтверджували його ідентичність методом газової хроматографії – мас-спектрометрії.

Вміст хлорофілу а (Chla) і хлорофілу b (Chlb) та сумарну кількість пігментів у рослинах *C. demersum* визначали спектрофотометричним методом [16], вимірюючи оптичну густину фільтрованих екстрактів рослин (2 г сирової маси на 25 мл 96 % етанолу) при довжинах хвиль 649 нм і 665 нм. Результати вираховували за відповідними формулами, вміст фотосинтетичних пігментів виражали в мг/г сирого рослинного матеріалу.

Активність глутатіон-S-трансферази (GST) у рослинах визначали спектрофотометричним методом [17] при 340 нм за зміною оптичної густини реакційної суміші, яка містила рослинний екстракт у калій-фосфатному буфері, рН 8,0, відновлений глутатіон (GSH) та 2,4-динітрохлорбензол (DNCB) як субстрат. Ферментативну активність GST виражали в мкМ DNCB, перетвореного за одну секунду, на грам сирової маси рослин (мккат/г).

Концентрацію нітритів (мг/л) у модельному водному середовищі вимірювали за допомогою набору експрес-тестів для швидкого визначення якості води TESTLAB (JBL, Німеччина).

Усі аналізи проводили щонайменше тричі. Обробку результатів дослідження здійснювали за допомогою статистичного програмного забезпечення Statistica 7.1 StatSoft, використовуючи ANOVA для аналізу всіх даних; результати були представлені як середнє значення \pm стандартне відхилення ($x \pm SD$). Відмінності вважалися достовірними при $p \leq 0,05$.

Результати досліджень. За дії тротилу в концентрації 25 мг/л сумарний уміст хлорофілів у рослинах *C. demersum* зростав до 12,9 % вище контролю на четверту годину експерименту, після чого показник знижувався до 95,0 % від контролю на шосту годину, однак надалі зростав, і за 72 години перевищував контрольний рівень на 45,6 % (рисунок 1).

Зі дії тротилу в концентрації 50 мг/л (рисунок 2) сумарний уміст хлорофілів у рослинах куширу зануреного на четверту годину перебільшував контроль на 33,2 %, зниження показника зафіксовано на 24 годину, після чого він зростав, перевищивши контроль на 30,7 % на 72 годину експерименту.

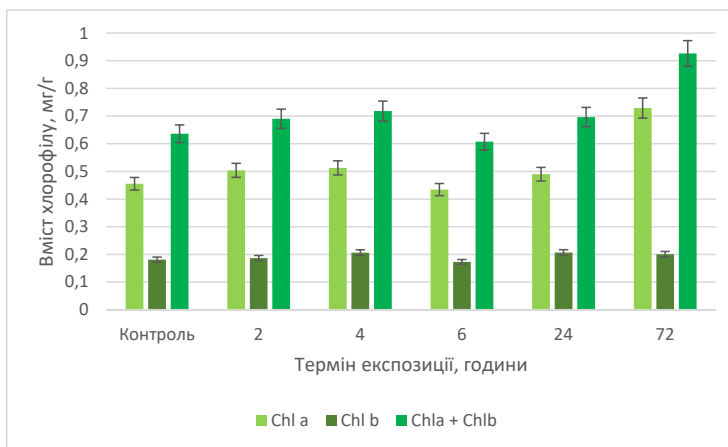


Рис. 1. Вміст хлорофілу в рослинах *C. demersum* за дії тротилу в концентрації 25 мг/л

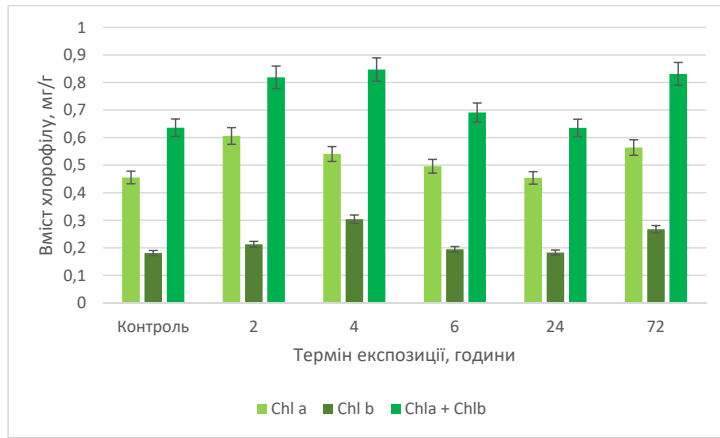


Рис. 2. Вміст хлорофілу в рослинах *C. demersum* за дії тротилу в концентрації 50 мг/л

Співвідношення Chla / Chlb у рослинах куширу зануреного впродовж експерименту також змінювалось упродовж дії тротилу. На початку експерименту за обох концентрацій тротилу більший внесок у зростання сумарного вмісту пігментів робив Chla. Однак надалі за низької концентрації тротилу більшою була частка Chlb, аж до 72-ї години експерименту, коли зафіксовано значне зростання частки Chla. За впливу високої концентрації тротилу частка Chla зменшувалась після другої години і залишалась низькою до кінця експерименту, за виключенням шостої години.

Отже, за дії тротилу в обох концентраціях у рослинах *C. demersum* відбувалась активація процесів біосинтезу хлорофілу, яка мала дозозалежний характер і стосувалась обох фотосинтетичних пігментів, однак більшою мірою хлорофілу b. Очевидно, подібна закономірність вказує на компенсаторні механізми для підтримки рівня фотосинтезу за дії токсиканта, оскільки Chlb відіграє допоміжну роль у фотосинтетичному процесі.

Вміст хлорофілу та стан пластидних пігментів є одними з найбільш інформативних показників для оцінки фізіологічного стану водних рослин, оскільки визначають їх стабільність, життєздатність і продуктивність [18]. Вміст пігментів та їх співвідношення в рослинах величина непостійна і варіює залежно від впливу чинників. Ступінь мінливості фотосинтетичного апарату залежить від генетичних особливостей рослин, вихідного складу та вмісту пігментів, а також регуляторних механізмів їх синтезу [19]. Зміну якісних та кількісних показників пігментного комплексу рослин за різних умов середовища розглядають як один із можливих шляхів адаптації. Результати експерименту вказують, що за дії обох концентрацій тротилу у модельній водоймі рослини *C. demersum* виявили здатність до

гнучкої регуляції вмісту і співвідношення пігментів, що вказує на можливість адаптації фотосинтетичного апарату рослин до впливу токсиканта.

Зростання активності глутатіон-S-трансферази (GST) у рослинах *C. demersum* спостерігалось уже на другу годину експерименту за дії обох концентрацій тротилу (рисунок 3).

За низької концентрації тротилу на другу годину активація GST у рослин *C. demersum* була незначною, надалі активність ферменту поступово знижувалась до 68,7 % від контролю на 24 години, після чого зростала на 26,1 % вище контролю на 72 години експерименту. За дії високої концентрації тротилу активність GST на другу годину перевищувала контроль на 46,5 %, далі знижувалась до 62,8 % від контролю на шосту годину, після чого зростала до 17,0 % вище контролю в період від 24 до 72 години експерименту.

Динаміка дозозалежних змін активності GST у рослин *C. demersum* за дії тротилу мала максимуми на другу годину експерименту за обох концентрацій тротилу та на 24 і 72 години, відповідно, за високої і низької концентрації. Тобто, в перші години контакту рослин з тротилом відбулась індукція активності GST, далі спостерігалось інгібування активності ферменту токсикантом, для подолання якого рослини куширу, ймовірно, здійснили перебудови ферментативного захисту, відновили і підвищили активність GST.

Подібне посилення експресії генів двох ізоформ глутатіон-S-трансферази після 24 годин експозиції до тротилу, виявлене [20] у гідропонних

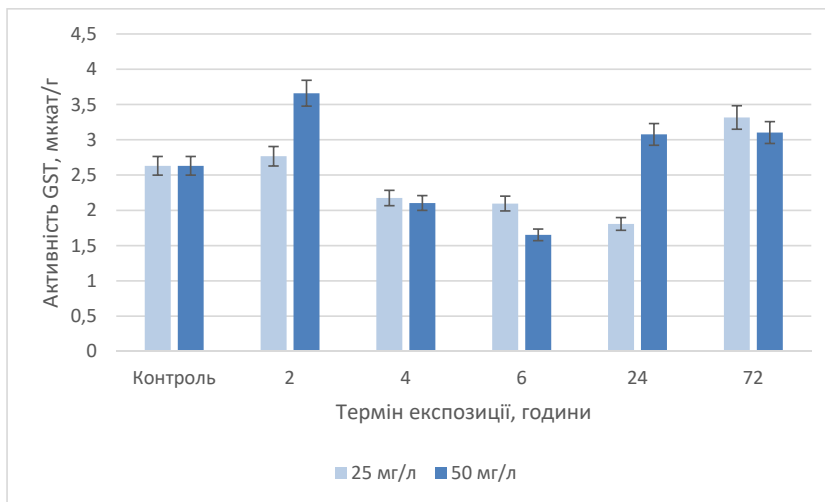


Рис. 3. Динаміка активності глутатіон-S-трансферази в рослинах *C. demersum* за дії тротилу в модельній забрудненій водоймі

саджанців тополі (*Populus trichocarpa*), стало підставою для припущення, що саме кон'югація 2,4,6-тринітротолуолу з GSH, яку каталізує глутатіон-S-трансфераза, призводить до інактивації тротилу і може бути шляхом його розкладання всередині рослинних клітин. На участь GST у детоксикації тротилу вказує також утворення 2-глутатіоніл-4,6-динітротолуолу та інших кон'югатів глутатіону, виявлене у рослинах *Arabidopsis thaliana* [21].

Зростання кількості нітритів у водоймі впродовж експозиції рослин *C. demersum* до тротилу становило 2,8 та 4,4 рази, відповідно за низької та високої концентрації токсиканта (таблиця 1).

Таблиця 1. Зміни вмісту нітритів у забрудненій тротилом модельній водоймі

Термін експозиції	Вміст нітритів, мг/л	
	25 мг/л тротилу	50 мг/л тротилу
Контроль	0,025 ± 0,001	0,025 ± 0,001
2 години	0,028 ± 0,001	0,030 ± 0,001
4 години	0,040 ± 0,001	0,059 ± 0,002
6 годин	0,049 ± 0,002	0,068 ± 0,002
24 години	0,058 ± 0,002	0,085 ± 0,003
72 години	0,069 ± 0,002	0,110 ± 0,003

Зростання вмісту нітритів може бути наслідком утворення в клітинах рослин куширу кон'югатів глутатіону з тротилом шляхом заміщення нітрогруп у молекулі 2,4,6-тринітротолуолу і подальшого видалення нітрогруп у середовище. Отримані дані опосередковано підтверджують можливість детоксикації тротилу в рослинах куширу зануреного за участі глутатіон-S-трансферази. Загалом, результати експерименту свідчать про можливість застосування рослин *C. demersum* для детоксикації тротилу та очищення і відновлення водних екосистем, забруднених вибуховими речовинами.

Висновки. В умовах забруднення водойми 2,4,6-тринітротолуолом у концентраціях 25 мг/л і 50 мг/л досліджено відповідні реакції рослин куширу зануреного на вплив токсиканта. Встановлено дозозалежні зміни вмісту Chla, Chlb, їх сумарного вмісту, а також співвідношення фотосинтетичних пігментів. За дії обох концентрацій тротилу рослини *C. demersum* були здатні до гнучкої регуляції вмісту і співвідношення пігментів, що вказує на можливість адаптації фотосинтетичного апарату рослин до впливу токсиканта.

Динаміка дозозалежних змін активності GST у рослин *C. demersum* свідчить, що активація ферменту в перші години контакту з тротилом супроводжувалось блокуванням активності за подальшої дії токсиканта,

для подолання якого рослини куширу, ймовірно, здійснили перебудови ферментативного захисту, відновили і підвищили активність GST. Значна активація GST та накопичення нітратів у водоймі впродовж експерименту розцінені як докази ймовірної участі ферменту в детоксикації тротилу.

Результати модельного експерименту вказують на здатність куширу зануреного до ефективної регуляції пігментного апарату і захисту фотосинтетичного процесу за дії тротилу, а також до активації механізмів ферментативної детоксикації, що свідчить про придатність рослин *C. demersum* до очищення і відновлення водних екосистем, забруднених вибуховими речовинами.

FUNCTIONAL CHANGES OF CERATOPHYLLUM DEMERSUM PLANTS DUE TO TNT ACTION IN A MODEL EXPERIMENT

Khromykh N.O. – PhD in Biology, Senior Researcher,
Sharamok T.S. – PhD in Biology, Associate Professor,
Yesipova N.B. – PhD in Biology, Associate Professor,
Oles Honchar National University,
Khromykh2012@gmail.com

Prolonged large-scale hostilities on the territory of Ukraine lead to the destruction and degradation of water ecosystems, which are often the ultimate absorbers of various pollutants, including explosives. The need to restore water ecosystems dictates the search for effective and environmentally safe ways to eliminate explosive substances, in particular TNT. Inhabiting with macrophytes capable of TNT detoxification can be a way to restore polluted water bodies through biological treatment processes. In this work, the adaptive potential of the common plant rigid hornwort (*Ceratophyllum demersum* L.) to the influence of TNT in model conditions of water pollution in concentrations of 25 mg/L and 50 mg/L was evaluated based on the nature of changes in the photosynthetic apparatus and the activity of glutathione-S-transferase (GST).

Dose-dependent changes in the content of chlorophyll a, chlorophyll b, their total content, as well as the ratio of pigments in *C. demersum* plants under the action of TNT were established. The activation of biosynthesis processes concerned both photosynthetic pigments, but to a greater extent chlorophyll b. The total content of chlorophylls under the influence of low and high TNT concentrations had two maxima: on the 4th (respectively, 13 % and 33 % above the control) and on the 72nd (46 % and 31 % above the control) hours of the experiment. Under the influence of both TNT concentrations, *C. demersum* plants showed the ability to flexibly regulate the content and ratio of photosynthetic pigments, which indicates the possibility of the plant photosynthetic apparatus adaptation to the effect of the toxicant.

Changes in glutathione-S-transferase activity in *C. demersum* plants under TNT influence were dose-dependent, and their dynamics had two maxima: at the 2nd hour (5 % and 47 % higher than the control, respectively, at low and high concentrations), and at the 24th hour (17 % above the control) at a high and at the 72nd hour (26 %

above the control) at a low TNT concentration. The GST activation under the influence of TNT, which was accompanied by an increase in the nitrites content in the aqueous medium, is regarded as the probable participation of the enzyme in the detoxification of TNT by its conjugation with glutathione. In general, the obtained data indicate flexible regulation and protection of the photosynthetic process and activation of the enzymatic detoxification of TNT in *C. demersum* plants, which indicates their potential suitability for cleaning and restoring aquatic ecosystems contaminated by explosives.

Keywords: rigid hornwort, TNT (2,4,6-trinitrotoluene), pollution of aquatic ecosystems, detoxification, biological purification.

ЛІТЕРАТУРА

1. Дайджест ключових наслідків російської агресії для українського довкілля за 7–13 липня 2022 року: офіційний сайт Міністерства захисту довкілля та природних ресурсів України. URL: <https://mepr.gov.ua/news/39409.html>.
2. Schillinger J., Özerol G., Güven-Griemert Ş., Heldeweg M. Water in war: Understanding the impacts of armed conflict on water resources and their management. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*. 2020. Vol. 7. no. 6. P. 1480. URL: <https://wires.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1002/wat2.1480>
3. Lynch J. C., Myers K. F., Brannon J. M., Delfino J. J. Effects of pH and temperature on the aqueous solubility and dissolution rate of 2,4,6-trinitrotoluene (TNT), hexahydro-1,3,5-trinitro-1,3,5-triazine (RDX), and octahydro-1,3,5,7-tetranitro-1,3,5,7-tetrazocine (HMX). *Journal of Chemical & Engineering Data*. 2001. Vol. 46, no. 6. PP. 1549–1555. URL: <http://dx.doi.org/10.1021/je0101496>
4. Toxicological Profile for 2,4,6-trinitrotoluene (TNT). Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). 1995. Atlanta, GA: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service. URL: <https://wwwn.cdc.gov/TSP/ToxProfiles/ToxProfiles.aspx?id=677&tid=125>
5. Lachance B., Renoux A. Y., Sarrazin M., Hawari J., et al. Toxicity and bioaccumulation of reduced TNT metabolites in the earthworm *Eisenia andrei* exposed to amended forest soil. *Chemosphere*. 2004. Vol. 55, no. 10. PP. 1339–1348. URL: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2003.11.049>
6. Xu M., He L., Sun P., Wu M., et al. Critical Role of Monooxygenase in Biodegradation of 2,4,6-Trinitrotoluene by *Buttiauxella* sp. S19-1. *Molecules*. 2023. Vol. 28, no. 4. P. 1969. URL: <https://doi.org/10.3390/molecules28041969>
7. Snellinx Z., Nepovim A., Taghavi S., Vangronsveld J., et al. Biological remediation of explosives and related nitroaromatic compounds. *Environmental Science and Pollution Research International*. 2002. Vol. 9. no. 1. PP. 48–61. URL: <https://doi.org/10.1007/bf02987316>

8. Lewis T. A., Newcombe D. A., Crawford R. L. Bioremediation of soils contaminated with explosives. *Journal of Environment Management*. 2004. Vol. 70. no. 4. PP. 291–307. URL: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2003.12.005>
9. Mercimek H. A., Dincer S., Guzeldag G., Ozsavli A., et al. Degradation of 2, 4, 6-Trinitrotoluene by *P. aeruginosa* and characterization of some metabolites. *Brazilian Journal of Microbiology*. 2015. Vol. 46. no. 1. PP. 103–111. URL: <https://doi.org/10.1590/S1517-838246120140026>
10. Adamia G., Chogovadze M., Chokheli L., Gigolashvili G., et al. About possibility of alga *Spirulina* application for phytoremediation of water polluted with 2,4,6-trinitrotoluene. *Annals of Agrarian Science*. 2018. Vol. 16. no. 3. PP. 348–351. URL: <https://doi.org/10.1016/j.aasci.2018.07.004>
11. Khromykh N. O., Marenkov O. M., Sharamok T. S., Anishchenko A. O., et al. Simulating TNT (2,4,6-trinitrotoluene) elimination in the water pond inhabited by freshwater alga of the Rhizoclonium genus. *Regulatory Mechanisms in Biosystems*. 2023. Vol. 14. no. 3. PP. 365–369. URL: <https://doi.org/10.15421/10.15421/022354>
12. Kiiskila J.D., Das P., Sarkar D., Datta R. Phytoremediation of Explosive-Contaminated Soils. *Current Pollution Report*. 2015. Vol. 1. PP. 23–34. <https://doi.org/10.1007/s40726-015-0003-3>
13. Polechońska L., Klink A., Dambiec M., Rudecki A. Evaluation of *Ceratophyllum demersum* as the accumulative bioindicator for trace metals. *Ecological Indicators*. 2018. Vol. 93. no. 4. PP. 274–281. URL: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.05.020>
14. Marenkov O. M., Alexeyeva A. A., Khromykh N. O., Holub I.V. et al. Photosynthetic apparatus variability of the rigid hornwort (*Ceratophyllum demersum* L.) from the Saksagan River influenced by the mine activity. *Ecology and Noospherology*. 2023. Vol. 34. no.1. PP. 35–39. URL: <http://doi:10.15421/032305>
15. Kröger M., Fels G. ¹⁴C-TNT synthesis revisited. *Journal of Labelled Compounds and Radiopharmaceuticals*. 2000. Vol. 43. no. 3. PP. 217–227. URL: [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1344\(20000315\)43:3%3C217](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1344(20000315)43:3%3C217)
16. Wintermans J. F. G. M., De Mots A. Spectrophotometric Characteristics of Chlorophyll a and b and Their Phaeophytins in Ethanol. *Biochimica et Biophysica Acta*. 1965. Vol. 109. no. 2. PP. 448–453. URL: [https://doi.org/10.1016/0926-6585\(65\)90170-6](https://doi.org/10.1016/0926-6585(65)90170-6)
17. Habig W. H., Jakoby W. B. Assays for differentiation of glutathione S-transferases. *Methods in Enzymology*. 1981. Vol. 77. PP. 398–405. URL: [https://doi.org/10.1016/s0076-6879\(81\)77053-8](https://doi.org/10.1016/s0076-6879(81)77053-8)
18. Кияк Н. Фотосинтетична активність бріофітів в умовах засолення на території хвостосховища Стебницького ГХП “Полімінерал”. *Вісник*

- Львівського університету. Серія біологічна. 2018. Том 79. С. 184–194. URL: <http://publications.lnu.edu.ua/bulletins/index.php/biology/article/view/9362/9567>
19. Zhang H., Zhong H., Wang J., Sui X., et al. Adaptive changes in chlorophyll content and photosynthetic features to low light in *Physocarpus amurensis* Maxim and *Physocarpus opulifolius* «Diabolo». *Peer J.* 2016. Vol. 4. P. 2125. URL: <https://doi.org/10.7717/peerj.2125>
 20. Brentner L. B., Tanaka S., Merchie K. M., Schnoor J. L., et al. Expression of glutathione S-transferases in poplar trees (*Populus trichocarpa*) exposed to 2,4,6-trinitrotoluene (TNT). *Chemosphere.* 2008. Vol. 73. no. 5. PP. 657–662. URL: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.07.059>
 21. Rylott E. L., Gunning V., Tzafestas K., Sparrow H., et al. Phytodetoxification of the environmental pollutant and explosive 2,4,6-trinitrotoluene. *Plant Signaling & Behavior.* 2015. Vol. 10. no. 1. P. 977714. URL: <https://doi.org/10.4161/15592324.2014.977714>.

REFERENCES

1. *Daidzhest ključovykh naslidkiv rosijskoi ahresii dlja ukrainskoho dovkillia za 7–13 lypnia 2022 roku* [Digest of the key consequences of Russian aggression for the Ukrainian environment for July 7–13, 2022] ofitsiyni sait Ministerstva zakhystu dovkillia ta pryrodnykh resursiv. [in Ukrainian].
2. Schillinger J., Özerol G., Güven-Griemert Ş., Heldeweg M. (2020). Water in war: Understanding the impacts of armed conflict on water resources and their management. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, Vol. 7, no. 6, 1480.
3. Lynch J. C., Myers K. F., Brannon J. M., Delfino J. J. (2001). Effects of pH and temperature on the aqueous solubility and dissolution rate of 2,4,6-trinitrotoluene (TNT), hexahydro-1,3,5-trinitro-1,3,5-triazine (RDX), and octahydro-1,3,5,7-tetranitro-1,3,5,7-tetrazocine (HMX). *Journal of Chemical & Engineering Data*, Vol. 46, no. 6, 1549–1555.
4. Toxicological Profile for 2,4,6-trinitrotoluene (TNT). Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). (1995). Atlanta, GA: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service.
5. Lachance B., Renoux A. Y., Sarrazin M., Hawari J., et al. (2004). Toxicity and bioaccumulation of reduced TNT metabolites in the earthworm *Eisenia andrei* exposed to amended forest soil. *Chemosphere*, Vol. 55, no. 10, 1339–1348.
6. Xu M., He L., Sun P., Wu M., et al. (2023). Critical Role of Monooxygenase in Biodegradation of 2,4,6-Trinitrotoluene by *Buttiauxella* sp. S19-1. *Molecules*, Vol. 28, no. 4, 1969.

7. Snellinx Z., Nepovím A., Taghavi S., Vangronsveld J., et al. (2002). Biological remediation of explosives and related nitroaromatic compounds. *Environmental Science and Pollution Research International*, Vol. 9, no. 1, 48–61.
8. Lewis T. A., Newcombe D. A., Crawford R. L. (2004). Bioremediation of soils contaminated with explosives. *Journal of Environment Management*, Vol. 70, no. 4, 291–307.
9. Mercimek H. A., Dincer S., Guzeldag G., Ozsavli A., et al. (2015). Degradation of 2, 4, 6-Trinitrotoluene by *P. aeruginosa* and characterization of some metabolites. *Brazilian Journal of Microbiology*, Vol. 46, no. 1, 103–111.
10. Adamia G., Chogovadze M., Chokheli L., Gigolashvili G., et al. (2018). About possibility of alga *Spirulina* application for phytoremediation of water polluted with 2,4,6-trinitrotoluene. *Annals of Agrarian Science*, Vol. 16, no. 3, 348–351.
11. Khromykh N. O., Marenkov O. M., Sharamok T. S., Anishchenko A. O., et al. (2023). Simulating TNT (2,4,6-trinitrotoluene) elimination in the water pond inhabited by freshwater alga of the Rhizoclonium genus. *Regulatory Mechanisms in Biosystems*, Vol. 14, no. 3, 365–369.
12. Kiiskila J. D., Das P., Sarkar D., Datta R. (2015). Phytoremediation of Explosive-Contaminated Soils. *Current Pollution Report*, Vol. 1, 23–34.
13. Polechońska L., Klink A., Dambiec M., Rudecki A. (2018). Evaluation of *Ceratophyllum demersum* as the accumulative bioindicator for trace metals. *Ecological Indicators*, Vol. 93, no. 4, 274–281.
14. Marenkov O. M., Alexeyeva A. A., Khromykh N. O., Holub I.V. et al. (2023). Photosynthetic apparatus variability of the rigid hornwort (*Ceratophyllum demersum* L.) from the Saksagan River influenced by the mine activity. *Ecology and Noospherology*, Vol. 34, no. 1, 35–39.
15. Kröger M., Fels G. (2000). ¹⁴C-TNT synthesis revisited. *Journal of Labelled Compounds and Radiopharmaceuticals*, Vol. 43, no. 3, 217–227.
16. Wintermans J. F. G. M., De Mots A. (1965). Spectrophotometric Characteristics of Chlorophyll a and b and Their Phaeophytins in Ethanol. *Biochimica et Biophysica Acta*, Vol. 109, no. 2, 448–453.
17. Habig W. H., Jakoby W. B. (1981). Assays for differentiation of glutathione S-transferases. *Methods in Enzymology*, Vol. 77, 398–405.
18. Kiyak N. (2018). *Fotosintetychna aktyvnist briofitiv v umovakh zasolennya na terytoriy khvostoskhovyscha Stebnytskoho GHP "Polimineral"* [Photosynthetic activity of bryophytes in conditions of salinity on the territory of the Stebnytskyi tailings storage facility "Polymineal"]. *Bulletin of Lviv University. Biological series*, Vol. 79, 184–194. [in Ukrainian].

19. Zhang H., Zhong H., Wang J., Sui X., et al. (2016). Adaptive changes in chlorophyll content and photosynthetic features to low light in *Physocarpus amurensis* Maxim and *Physocarpus opulifolius* “Diabolo”. *Peer J*, Vol. 4, 2125.
20. Brentner L. B., Tanaka S., Merchie K. M., Schnoor J. L., et al. (2008). Expression of glutathione S-transferases in poplar trees (*Populus trichocarpa*) exposed to 2,4,6-trinitrotoluene (TNT). *Chemosphere*, Vol. 73, no. 5, 657–662.
21. Rylott E. L., Gunning V., Tzafestas K., Sparrow H., et al. (2015). Phytodetoxification of the environmental pollutant and explosive 2,4,6-trinitrotoluene. *Plant Signaling & Behavior*, Vol. 10, no. 1, 977714.

МЕТОДИ І МЕТОДИКИ

УДК 631.589.2: 631.544.4

DOI <https://doi.org/10.32782/wba.2024.1.12>

ВПЛИВ ТИПУ ФІТОМАТРИЦІ НА СТІЙКІСТЬ ТЮЛЬПАНУ ДО ХВОРОБ ПРИ ВИРОЩУВАННІ В DWC-МОДУЛЯХ

Ковальов М.М. – к. с.-г. н., доцент,

*Центральноукраїнський національний технічний університет,
nicolaskov80@gmail.com*

У статті експериментально досліджено та обґрунтовано особливості росту та розвитку тюльпану при гідропонному вирощуванні в DWC-модулях в умовах плівкової теплиці 4 світлової зони України.

Вигонка тюльпанів – це цілеспрямований комплекс агрозаходів, головна мета якого досягти цвітіння у визначений проміжок часу. При чому технологія вигонки тюльпанів використовується не лише до жіночого дня, а й до новорічних та інших свят. Після березневої вигонки можна висадити цибулини на грядку у звичні терміни, а от після січної вигонки робити це недоцільно. Якість отриманої продукції в основному залежить від двох важливих факторів: генетичних особливостей та технології вирощування.

У природі тюльпани зацвітають лише пройшовши період зимового охолодження. Знижена температура сприяє утворенню в цибулини фізіологічно активних речовин, що впливають на весь подальший процес розвитку та цвітіння. Необхідною умовою вигонки тюльпанів є вплив на цибулину зниженими температурами протягом 16–22 тижнів залежно від сорту.

Головним чинником отримання постійних стабільних зрізів різних сортів тюльпану є технологія вигонки та метод вирощування. Використання різноспектрального випромінювання фітоматриць при вирощуванні в DWC-модулях є досить перспективною технологією у порівнянні з класичним застосуванням фунгіцидів. Провідна роль належить червоному та синьому спектру, чергування відсоткового співвідношення яких в різні етапи розвитку тюльпану червоного світла здатне підвищити стійкість рослин до ураження цибулин комплексною грибною інфекцією. Домінування у спектральному складі синьої складової може викликати стимулювати ріст листя, інгібувати витягування стебла, знижувати кількість продохів за дев'ятиградусною технологією показав позитивні та негативні моменти кожного з них. При статистичній обробці результатів досліджень, встановлено достовірний вплив спектру на стійкість цибулин тюльпану до грибних інфекцій.

Сорти, вирощені в DWC-модулях на першому варіанті досліді зі співвідношенням синє світло – 30 % та червоне – 70 % та другому варіанті – синє – 20, червоне – 65, інфрачервоне – 10 та ультрафіолетове – 5 % мають найбільший відсоток

стійкості цибулин до ураження комплексною грибною інфекцією у порівнянні з обробкою фунгіцидом та за природнього освітлення.

Ключові слова: тюльпан, вигонка на зріз, дев'ятиградусна технологія, DWC-модуль, різноспектральні фітоматриці, дисперсійний аналіз.

Постановка проблеми. У виробництві квіткової продукції важливе місце займає процес цілорічної вигонки декоративних рослин у захищеному ґрунті до певних термінів. Одна з найбільш популярних культур вигонів – тюльпани. Вони мають високу привабливість, широку гамму забарвлення і прискорений темп розвитку. Відомо, що якість переважно визначається двома важливими факторами: сортовими особливостями (тобто генетичними) та умовами вирощування. І хоча тюльпани часто вирощують при природному освітленні, все ж таки при нестачі світла квіти та листя мають бліде забарвлення, що впливає на якість зрізання і знижує товарну вартість. Встановлено, що освітленість 900 лк має мінімальний «пороговий» рівень, при якому зацвітають усі рослини, при 800 лк цибулини першого розбору (найбільший діаметр цибулини має становити не менше 4 см) не цвітуть [1, с. 384]. Навіть в умовах сонячного дня в лютому тюльпанам необхідно продовжити світловий день на 3–5 годин, інакше листя буде слабо забарвлене. На площу в один метр квадратний потрібно забезпечити досвічування в 40–60 Вт, а сумарна довжина світлового дня, при цьому повинна становити не менше 10–12 год [2, с. 41].

Найпопулярнішими технологіями нині у вітчизняних тепличних господарствах – п'ятиградусна та дев'ятиградусна технології вигонки. Ці технології застосовують як при ґрунтовому, так й при гідропонному способах вирощування тюльпану. Гідропонна вигонка – це відносно новий спосіб вигонки цибулин тюльпану для отримання квітів на зріз [3, с. 354].

З часом цей спосіб вигонки розвинувся у інтенсивний спосіб промислової вигонки цибулин тюльпанів для отримання квітів на зріз. У Нідерландах вигонка більше половини всіх цибулин тюльпанів на зріз здійснюється із застосуванням гідропонного способу. Це пояснюється наявністю ряду переваг у цієї технології. Якщо розглядати процес загалом, то ці переваги дають змогу зменшити витрати виробництва [4, с. 366].

Аналіз останніх досліджень і публікацій. В останні роки все більшого поширення в якості основного джерела освітлення в захищеному ґрунті набувають світлодіодні лампи. Вони мають цілу низку переваг у порівнянні з іншими джерелами освітлення. В першу чергу – це низьке енергоспоживання, довговічність, швидка окупність та екологічність [5, с. 388]. Крім цього, вузькоспектральне світло змінює інтенсивність та спрямованість метаболічних процесів, може викликати експресію певних генетичних ознак та синтез певних життєво необхідних речовин, що

впливають на генеративні органи рослин [6, с. 247]. Особливо важливим є спектральний склад світла для регуляції фотосинтезу та пов'язаних з ним шляхів активування адаптаційного потенціалу рослин [7, с. 6885]. Відомо, що чим менша довжина хвилі, тим більша її енергетична дія. Провідну роль фотоморфогенезі рослин відіграє світло червоного та синього спектру [8, с. 32]. Червоне світло (600–650 нм) сприймається через фоторецептори – фітохроми, а синє (400–470 нм) – через криптохроми. Переважання червоного світла здатне стимулювати синтез хлорофілу та каротиноїдів у листі, активувати роботу ферментів вуглецевого та азотного метаболізму. Домінування у спектральному складі синьої складової може викликати стимулювати ріст листя, інгібувати витягування стебла, знижувати кількість продохів [9, с. 472].

Крім того, встановлено, що вузькоспектральне світло пов'язане з активацією COR-генів, які беруть участь у формуванні захисних реакцій. Показано, що криптохром 1 (CRY 1), криптохром 2 (CRY 2) та фототропін у ряду рослин позитивно впливають на системну набуту стійкість до збудника *Pseudomonas syringae* pv. *tomato* та забезпечують стійкість до *Turnip crinkle virus* [10, с. 1101]. Islam S. Z із співавторами, вивчаючи дію світла різної довжини хвилі на розвиток гриба *Botrytis cinerea* на листі рослин, встановили, що жовте світло (max 590 нм) та червоне світло (max 650 нм) суттєво пригнічували формування інфекційних гіф з апресоріїв гриба, а це в свою чергу було наслідком світлоіндукованої стійкості рослини-господаря [11, с. 1025].

Відомо, що на тюльпанах паразитує близько 60 видів збудників грибних, бактеріальних та вірусних хвороб, які вражають цибулини [12, с. 50]. Для придушення розвитку інфекції широко використовують хімічні препарати, які спричинюють додаткове навантаження на доквілля. Один із таких препаратів широкого спектру дії – дозволений для використання в Україні фунгіцид Хорус. Однак, згідно з даними Henryks, червоне дальнє (730 нм) та ультрафіолетове світло (360 нм) також сприяють нейтралізації патогенів [13, с. 41]. Тому застосування досвічування вузькоспектральним світлом при гідропонному способі вирощування тюльпану можна застосовувати як екологічно безпечний спосіб боротьби з інфекцією [14, с. 71].

Формулювання цілей статті. Мета роботи – вивчення дії поєднання вузькоспектрального світла фітоматриць різного типу з природним освітленням на ріст, розвиток та стійкість до ураження інфекціями рослин тюльпанів при вигонці в умовах плівкових теплиць 4 світлової зони України.

Матеріали і методи дослідження. Дослідження проводили у науковій лабораторії «Гідропонного вирощування овочів в купольній теплиці» кафедри загального землеробства Центральноукраїнського національного технічного університету протягом 2022–2023 років.

Об'єктом дослідження було вибрано 3 сорти типу Тріумф, Match, Strong Gold, Royal Virgin. Вигонку проводили в умовах плівкової теплиці за стандартною дев'ятиградусною технологією: посадка та початок охолодження – 23–25 січня 2022 р., зріз – 1–6 березня 2022 р. Повторність досліду – трьохразова. Для посадки використовували цибулини 1 розбору (розмір посадкового матеріалу 12+), які розміщували по 21 шт. у кожній повторності на DWC-модулі з вторинного пластику з розмірами 36×16×7 см (глибина шару поживного розчину 6 см), які потім розміщувати в гідропонній установці стелажного типу [15, с. 165]. Рослини вирощували в напівконтрольованих умовах: до природного освітлення додавали червоне (630–660 нм), синє (440–460 нм), інфрачервоне (730 нм) та ультрафіолетове (360 нм) світло. В якості джерела світла використовували світлодіодні фітоматриці, оснащені драйвером відповідного світла COB LED (50 Вт, 220 v). Їх розміщували на висоті 60 см від верхнього краю ящиків, щільність потоку фотонів – 180 мкмоль/м²сек. Схема досліду передбачала такі варіанти: I – світлодіодні фітоматриці із співвідношенням спектрального складу синє світло 30 %, червоне – 70 %; II – синє світло 20 %, червоне – 65 %, інфрачервоне – 10 %, ультрафіолетове – 5 %; III – вирощування при природному освітленні з передпосадковою обробкою цибулин фунгіцидом Хорус у концентрації 0,05 %, експозиція 30 хвилин, обробка цибулин за 2 дні до висадки; IV – вирощування рослин за природного освітлення (контроль). Світловий період варіантах I і II з урахуванням досвічування становив 16 год.

Оцінку морфологічних та біометричних параметрів проводили у 3 фази розвитку рослин: 1) розгортання першого листка (13.02.2022), 2) початок бутонізації (19.02.2022) та 3) забарвлення бутону (з 01 по 06.03.2022). У третій фазі проводили збирання готової квіткової продукції. Перші заміри були зроблені через 14 днів після початку досвічування.

Для підрахунку кількості клітин у мезофілі листа на одиницю площі виготовляли прижиттєві поперечні зрізи в середній частині листа, фіксували в гліцерині та розміщували на предметному склі. Виготовлені препарати фотографували під стереомікроскопом Konus Crystal 7x–45x Stereo (Італія) зі збільшенням × 10 відеокамерою Sigeta CAM MC–35. На фотографіях виділяли ділянки мезофілу листа відомої площі в 4–5 повторностях для кожного варіанту і підраховували кількість клітин у них, потім перераховували на одиницю площі зрізу відповідно до масштабу фото. Для підрахунку кількості продохів відділяли епідерміс обох сторін листа і обробляли таким же способом. Поширеність шкідливих організмів визначали шляхом підрахунку хворих та здорових рослин у вибірці за формулою [16, с. 24].

Інтенсивність хвороби, або ступінь ураження цибулин тюльпану оцінювали за спеціальною шкалою та виражали у балах. Використовували

6-бальну шкалу, де 0 – відсутність ураження; 1 бал – уражено від 1 до 5 % поверхні; 2 – від 6 до 25 %; 3 – від 26 до 50 %; 4 – від 51 до 75 %; 5 – понад 76 % [17, с. 51].

Статистичну обробку отриманих даних проводили з використанням програм Excel 2016. Визначали середні значення досліджуваних показників (X), стандартні помилки середнього ($\pm SEM$) та найменшу істотну різницю при 95 %-му рівні ймовірності ($t_{0,05} \times SEM$). Відмінності між варіантами вважали достовірними при $P_{0,05}$ [18, с. 43].

Результати досліджень. Найкращі біометричні показники розвитку листового апарату відзначені на рослинах, освітлених світлодіодними лампами. Вже у фазі розгортання першого листка листя рослин варіантів I і II були на 17,5–22,6 % більшими, ніж у контролі і 5,2–9,8 %, проти рослинами, обробленими фунгіцидом Хорус (див. таблицю 1). При цьому достовірних відмінностей між варіантами I та II виявлено не було. На час збору готової продукції рослини у варіанті I за крупністю листя випереджали тюльпани у варіанті II на 13,6 %, а у контролі – на 32,2 %. Відзначено, що у рослин I та II варіантів наступ всіх трьох фаз розвитку відбувався на 6 днів раніше, ніж у контролі та на 4–5 днів раніше, порівняно з варіантом III.

Так, у контролі фаза фарбованого бутону настала 06.03.22, а в I та II варіантах – 01.03.22. При цьому у всіх варіантах досліджу кількість тюльпанів, що квітнуть, склало 98–100 %.

При природному освітленні у першій фазі між контрольними рослинами та варіантом III відмінностей за кількістю клітин в мезофілі листа на одиницю площі виявлено не було, в середньому воно становило 425 ± 1 шт./мм² клітин. У тюльпанів у варіантах I та II клітин у мезофілі листа було помітно менше – в середньому 356 ± 48 шт./мм², тобто вони були дещо більшими, ніж у рослин без досвітки. Менша кількість клітин у мезофілі першого листка у фазі його розгортання у варіантах I та II вказує на більш інтенсивні процеси росту та розтягування у тканинах цього органу та, ймовірно, визначає випереджаючі темпи розвитку порівняно з варіантами без

Таблиця 1. Біометричні показники тюльпанів типу тріумф, вирощених за різних світлових режимів

Варіант досліджу	Довжина листка, см			Кількість клітин мезофіл, шт./мм ²			Кількість продихів на абаксальному боці листка, шт./мм ²		
	1 фаза	2 фаза	3 фаза	1 фаза	2 фаза	3 фаза	1 фаза	2 фаза	3 фаза
I	16,8±0,9	24,8±0,7	30,0±0,5	348±44	338±39	290±32	58±9	45±4	32±3
II	16,1±1,3	23,4±1,5	26,4±1,8	364±52	337±29	313±49	81±11	49±6	41±3
III	15,3±0,6	23,4±0,6	25,6±0,1	428±53	340±27	319±39	77±9	48±5	47±2
IV (контроль)	13,7±0,3	20,4±1,7	22,7±3,3	423±50	360±30	328±45	82±7	52±4	44±3

досвітки. Однак до кінця дослідів відмінності майже нівелювалися. Кількість клітин у мезофілі першого листа коливалася від 290 ± 32 (варіант I) до 328 ± 45 (контроль), так як листя рослин у всіх варіантах досвіду завершили розвиток, при цьому у рослин, що досвічувалися, вони були більшими, ніж у контролі і варіанті III. Досвічування не вплинуло на кількість продохів на абаксіальному боці листа [19, с. 8]. Воно зменшувалося в міру розтягування листа і до фази забарвлення бутону у варіанті I, де синє світло становило 30 %, кількість продохів на абаксіальному боці листа було мінімальним у порівнянні з іншими варіантами, 32 ± 3 шт./мм², у варіанті II (синій колір становив 25 %) – 41 ± 3 шт./мм², у варіанті III – 47 ± 2 шт./мм², у контролі – 44 ± 3 шт./мм². Спостережуване зниження кількості продохів зменшувало провідність продохів та транспірацію, що в кінцевому підсумку сприяло підтримці оптимального водного балансу рослин [20, с. 50].

Було виявлено вплив різних режимів висвітлення на обмінні та ростові процеси. Так, в умовах освітленості вузько спектральним світлом світлодіодних матриць тюльпани у варіантах I та II інтенсивно витрачали запасні речовини цибулин, маса яких до кінця дослідів була відповідно на 5,3 та 2,9 г менше, ніж на контрольних варіантах. Висока швидкість витрачання запасних речовин сприяла інтенсивному зростанню надземної частини тюльпанів – до фази збору готової продукції маса їх генеративних пагонів у варіантах I та II була на 9,4 та 7,7 г, а довжина пагону рослин на 24,8 та 11,0 см більше, ніж на контрольних варіантах (див. таблицю 2). При цьому генеративні пагони не були витягнуті і не згиналися, мали щільне прямостояче стебло. Бутони рослин у варіантах 1 та 2 були помітно більшими, ніж у контролі та варіанті 3. Вони були забарвлені станом на 1 березня, тоді як у тюльпанів на 4 та 3 варіантах у цей час бутони були зелені, а у 50 % рослин знаходилися всередині останнього листка. Товарний вид рослини у таких випадках придбали лише через 6 днів.

Таблиця 2. Морфологічні показники тюльпанів варіантів дослідів у фазу збирання готової продукції

Варіант дослідів	Дата зрізу	Маса, г		Довжина стебла, см	Висота бутону, см
		цибулини	стебла, г		
I	01.03	20,4±1,3	29,5±1,8	42,0±0,6	5,3±0,1
II	01.03	22,8±0,5	27,8±1,2	38,1±1,7	5,1±0,3
III	05.03	24,5±0,3	21,9±3,4	32,3±2,1	4,7±0,1
IV (контроль)	06.03	25,7±1,1	20,1±0,4	27,2±2,1	4,4±0,3

Однак інтенсивні обмінні процеси призвели до зниження імунітету цибулин – максимальну в досліді поширеність ураження цибулин комплексною грибною інфекцією відзначали у рослин у варіантах 1 та 2 – 78,31 %

та 75,36 %, відповідно, на контрольних варіантах величина цього показника дорівнювала 42,21 % у варіанті 3 (передпосадкова обробка фунгіцидом Хорус) – 46,66 % (рисунок 1).

Важливо відзначити, що при цьому ступінь ураження цибулин була невисока, але тенденція простежувалася та ж – у варіантах з досвічуванням – вище (0,92 бал – у I варіанті та 0,79 бала у II), з передпосадковою обробкою фунгіцидом Хорус) 0,48 та на контролі – нижче 0,42 бали.

На тлі ретельного дотримання технології вигонки та задовільного фітосанітарного фону в теплиці на наземних органах тюльпанів відзначали лише поодинокі ураження грибами роду *Rhizoctonia*.

В останні роки мета промислової вигонки тюльпанів – отримання тільки якісного зрізу, при цьому цибулини, які витратили поживні речовини і накопичили інфекцію, як правило, утилізують [21, с. 1035; 22, с. 551]. У разі зниження маси цибулин після вигонки не належить до значних показників з метою оцінки ефективності технологічного процесу.

Висновки та перспективи подальшого розвитку. Використання вузького спектру фотосинтетично активної радіації для додаткового освітлення тюльпанів позитивно впливає на біометричні параметри рослин. До фази збору готової продукції тюльпани у варіантах з використанням вузько спектральних світлодіодних ламп випереджали у розвитку рослини у варіанті з природним освітленням: листя було більшим на 17–32 %, довжина генеративної пагону рослин – на 15–20 см більше, ніж на контрольних варіантах. При цьому вони не витягувалися та не згиналися, мали міцний квітконос. Бутони були помітно більшими і забарвленими до 01.03.2022, порівняно із зеленими бутонами контрольних рослин, які набували товар-

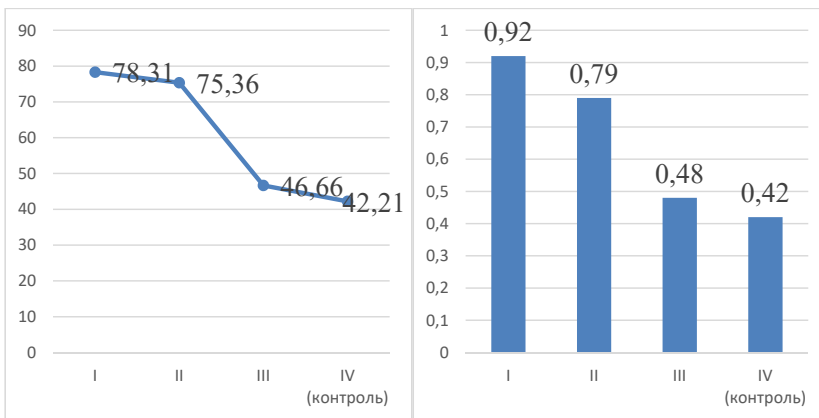


Рис. 1. Показники ураження комплексною грибною інфекцією цибулин тюльпанів після вигонки: а) поширеність, %; ступінь поразки, бал

ного вигляду лише через 6 днів. За результатами оцінки готової продукції відзначено лише поодинокі інфікування генеративних пагонів рослин, між варіантами досліду достовірних відмінностей не виявлено. Організація світлокультури вигонки тюльпанів з використанням світлодіодів прискорила ріст та розвиток рослин у теплиці та дозволила швидше отримати квіткову продукцію високої якості [19, с. 33].

THE INFLUENCE OF THE TYPE OF PHYTOMATRIX ON TULIP DISEASE RESISTANCE WHEN GROWN IN DWC MODULES

*Kovalov M.M. – PhD of Agriculture,
Central Ukrainian National Technical University,
nicolaskov80@gmail.com*

The article experimentally investigates and substantiates the peculiarities of tulip growth and development during hydroponic cultivation in DWC modules in the conditions of a film greenhouse of the 4th light zone of Ukraine.

Distillation of tulips is a purposeful complex of agricultural activities, the main goal of which is to achieve flowering in a certain period of time. Moreover, the technology of distilling tulips is used not only for Women's Day, but also for New Year's and other holidays. After the March rooting, you can plant the bulbs in the garden at the usual time, but after the January rooting, it is impractical to do this. The quality of the obtained products mainly depends on two important factors: genetic characteristics and cultivation technology.

In nature, tulips bloom only after the winter cooling period. The reduced temperature contributes to the formation of physiologically active substances in the bulbs, which affect the entire further process of development and flowering. A necessary condition for the extraction of tulips is exposure of the bulb to low temperatures for 16–22 weeks, depending on the variety.

The main factor in obtaining constant, stable sections of different varieties of tulips is the distillation technology and the growing method. The use of multi-spectral radiation of phyto-matrices when growing in DWC modules is a rather promising technology compared to the classical application of fungicides. The leading role belongs to the red and blue spectrum, the alternation of the percentage ratio of which in different stages of the development of a red-light tulip can increase the resistance of plants to the damage of bulbs by a complex fungal infection. Dominance in the spectral composition of the blue component can stimulate the growth of leaves, inhibit the elongation of the stem, reduce the number of stomata according to the nine-degree technology showed the positive and negative aspects of each of them. Statistical processing of research results revealed a reliable influence of the spectrum on the resistance of tulip bulbs to fungal infections.

Varieties grown in DWC modules on the first version of the experiment with the ratio of blue light – 30 % and red – 70 % and the second version – blue – 20 %, red – 65 %, infrared – 10 % and ultraviolet – 5 % have the highest percentage of bulb

resistance to damage by complex by fungal infection in comparison with fudicide treatment and under natural lighting.

Keywords: tulip, distillation on a slice, nine-degree technology, DWC module, multispectral phyto-matrices, dispersion analysis.

ЛІТЕРАТУРА

1. Ren, Z.; Yu, D.; Yang, Z.; Li, C.; Qanmber, G.; Li, Y.; Li, J.; Liu, Z.; Lu, L.; Wang, L. Genome-wide identification of the MIKC-typeMADS-box gene family in *Gossypium hirsutum* L. unravels their roles in flowering. *Front. Plant Sci.* 2017, 8, 384.
2. Kalantari F, Tahir OM, Joni RA, Fatemi E. Opportunities and challenges insustainability of vertical farming: A review. *Journal of Landscape Ecology.* 2018, 11(1): 35-60.
3. Kyutaro Kishimoto, Yusuke Watanabe, Seiji Ikegawa. Effect of Postharvest Temperature Management on Scent Emission from Cut Flowers of Tulip Cultivars. *The Horticulture Journal.* 2023, Vol. 92, no. 3, 354.
4. Sharma N., Acharya S., Kaushal K., Singh N., Chaurasia O. P. Hydroponics as an advanced technique for vegetable production: An overview. *Journal of Soil and Water Conservation.* 2019. 17(4). PP. 364–371. DOI: 10.5958 / 2455-7145.2018.00056.5. (дата звернення: 18.10.2023).
5. Hunter M. C., Smith R. G., Schipanski M. E., Atwood L. W., Mortensen D.A. Agriculture in 2050: Recalibrating targets for sustainableintensification. *BioScience.* 2017, no. 67(4), PP. 386–391.
6. Kumar Vipin, Tripathi Sonam, Mandal Mili Rani, Singh Bijendra Hydroponics: A Versatile System for Soilless Vegetable Production. *Annals of Horticulture,* 2022, Vol. 15, no. 2, PP. 245–250.
7. Barbosa G. L., Almeida Gadelha F. D., Kublik N., Proctor A., Reichelm L., Weissinger E., Wohlleb G. M., Halden R. U. Comparison of land, water, and energy requirements of lettuce grown using hydroponic vs. conventional agricultural methods. *International Journal of Environmental Research and Public Health.* 2015; 12(6): 6879–6891.
8. Ronnblom E., Pielegnacja Ogrodu: praktyczne porady na caly rok wiosna-lato jeseien-zima. Krakow: Wydawnictwo REA-SJ, 2019. 272.
9. Islam S. Z., Honda Y., Sawa Y., Babadoost M. Characterization of antifungal glycoprotein in red light-irradiated broadbean leaflets. *Mycoscience.* 2002. Vol. 43. PP. 471–473.
10. Maffei D. F., Batalha E. Y., Landgraf M., Schaffner D. W., Franco B. D. Microbiology of organic and conventionally grown fresh produce. *Journal of Food Protection.* 2016, 79(7), PP. 1099–1105.
11. Henryks J. Community gardeningpromoting well-being and connectednesswith nature. *Journal of Environmental Psychology.* 2021, Vol. 76, PP. 1015–1044.

12. Ковальов М. М. Вирощування мікрозелені салату ромен у NFT-системах залежно від впливу типу субстрату. *Зрошуване землеробство: міжсвідомчий тематичний науковий збірник. Видавничий дім «Гельветика»*. 2021, вип. 75. С. 48–52.
13. Методика проведення експертизи сортів рослин групи декоративних, лікарських та ефіроолійних, лісових на придатність до поширення в Україні. Київ: ТОВ «Алефа», 2016. 128 с.
14. Сорокіна С. В. Товарознавство квітів: Підручник. Харків: ХДУХТ, 2016. 97 с.
15. Ковальов М. М., Савченко К. М., Янковська Я. І. Продуктивність тюльпану при вирощуванні в ґрунтовому середовищі та гідропонних системах періодичного затоплення Flood & Drain. *Науковий журнал «Водні біоресурси та аквакультура»*. Вип. 2(14). 2023. Видавничий дім «Гельветика». С. 160–170.
16. Слепцов Ю. В. Гідропоніка: навч. посіб. К.: Урожай, 2006. 78 с.
17. Ковальов М. М., Васильковська К. В., Мороз С. М. Вирощування троянд в умовах гідропонних плівкових теплиць. *Науковий журнал «Водні біоресурси та аквакультура»*. Вип. 2(12), 2022. Видавничий дім «Гельветика». С. 44–56.
18. Яровий А. Т., Страхов Є. М. Багатовимірний статистичний аналіз: начальнo-методичний посібник для студентів математичних та економічних фахів. Одеса: Астропринт, 2015. 132 с.
19. Ichimura K. The latest trends in flower distribution. *Bull. Natl. Inst. Flor. Sci.* 2013. Vol. 13, PP. 1–15
20. Kishimoto, K. and Y. Watanabe. Effect of pre- and post-transport preservative treatments to extend vase life on scent emission of tulip cut flowers. *JARQ*. 2023, no. 57, PP. 47–54.
21. Yang L. X., Liao P., Cheng Z. G. Zhang and H. Li. Composition and diurnal variation of floral scent emission in *Rosa rugosa* Thunb. and *Tulipa gesneriana* L. *Open Chem.* 2020, vol. 18, PP. 1030–1040.
22. Gupta J. & Dubey R. K. Factors affecting post-harvest life of flower crops. *Int. J. Curr. Microbiol. App. Sci.* 2018, vol. 7, PP. 548–557.

REFERENCES

1. Ren Z., Yu D., Yang Z., Li C., Qanmber G., Li Y., Li J., Liu Z., Lu L., Wang L. (2017). Genome-wide identification of the MIKC-type MADS-box gene family in *Gossypium hirsutum* L. unravels their roles in flowering. *Front. Plant Sci.*, Vol. 8, 384.
2. Kalantari F, Tahir O. M, Joni R. A, Fatemi E. (2018). Opportunities and challenges insustainability of vertical farming: A review. *Journal of Landscape Ecology*, Vol. 11, no. 1, 35–60.

3. Kyutaro Kishimoto, Yusuke Watanabe, Seiji Kigawa. (2023). Effect of Postharvest Temperature Management on Scent Emission from Cut Flowers of Tulip Cultivars. *The Horticulture Journal*, Vol. 92, no. 3, 354.
4. Sharma N., Acharya S., Kaushal K., Singh N., Chaurasia O. P. (2019). Hydroponics as an advanced technique for vegetable production: An overview. *Journal of Soil and Water Conservation*, Vol 17, no. 4, 364–371. DOI: 10.5958/2455-7145.2018.00056.5. (дата звернення: 18.10.2023).
5. Hunter M. C., Smith R. G., Schipanski M. E., Atwood L. W., Mortensen D. A. (2017). Agriculture in 2050: Recalibrating targets for sustainable intensification. *BioScience*, Vol. 67, no. 4, 386–391.
6. Kumar Vipin, Tripathi Sonam, Mandal Mili Rani, Singh Bijendra (2022). Hydroponics: A Versatile System for Soilless Vegetable Production. *Annals of Horticulture*, Vol. 15, no. 2, 245–250.
7. Barbosa G. L., Almeida Gadelha F. D., Kublik N., Proctor A., Reichelm L., Weissinger E., Wohlleb G. M., Halden R. U. (2015). Comparison of land, water, and energy requirements of lettuce grown using hydroponic vs. conventional agricultural methods. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, Vol. 12, no. 6, 6879–6891.
8. Ronnblom E. (2019). *Pielegnacja Ogrodu: praktyczne porady na caly rok wiosna-lato jeseien-zima* [Garden care: practical tips for the whole year: spring-summer autumn-winter]. Krakow: REA-SJ. [in Poland].
9. Islam S. Z., Honda Y., Sawa Y., Babadoost M. (2002). Characterization of antifungal glycoprotein in red light-irradiated broadbean leaflets. *Mycoscience*, Vol. 43. 471–473.
10. Maffei D. F., Batalha E. Y., Landgraf M., Schaffner D. W., Franco B. D. (2016). Microbiology of organic and conventionally grown fresh produce. *Journal of Food Protection*, Vol. 79, no. 7, 1099–1105.
11. Henryks J. (2021). Community gardening promoting well-being and connectedness with nature. *Journal of Environmental Psychology*, Vol. 76, 1015–1044.
12. Kovalov M. M. (2021). *Vyroshchuvannya mikrozeleni salatu romen u NFT-systemakh zalezho vid vplyvu typu substratu* [Growing microgreens of romaine lettuce in NFT systems depending on the influence of the type of substrate]. *Irrigated agriculture: interdepartmental thematic scientific collection. Helvetica Publishing House*, Vol. 75, 48–52. [in Ukrainian].
13. Derzhstantart Ukrayiny (2016). *Metodyka provedennya ekspertyzy sortiv roslyn hrupy dekoratyvnykh, likars'kykh ta efiroolinykh, lisovykh na prydatnist' do poshyrennya v Ukrayini* [Methodology for examination of varieties of decorative, medicinal and essential oil, forest plant varieties for suitability for distribution in Ukraine]. Kyiv: TOV Alefa. [in Ukrainian].

14. Sorokina S. V. (2016). *Tovaroznavstvo kvitiv: Pidruchnyk* [Commodity science of flowers: Textbook]. Kharkiv: KhDUKkT. [in Ukrainian].
15. Kovalov M. M., Savchenko K. M., Yankovska Ya. I. (2023). *Produktyvnist tiulpanu pry vyroshchuvanni v gruntovomu seredovyshchi ta hidroponnykh systemakh periodychnoho zatoplennia Flood & Drain* [Productivity of the tulip when grown in a soil environment and hydroponic systems of periodic flooding Flood & Drain]. *Scientific journal «Aquatic Bioresources and Aquaculture»* Vol. 2, no. 14, 160–170.
16. Slyeptsov Yu. V. (2006). *Hidroponika. Navch. Posib* [Hydroponics. Education manual]. Kyiv: Urozhay. [in Ukrainian].
17. Kovalov M. M., Vasyl'kovs'ka K. V., Moroz S. M. (2022). *Vyroshchuvannya troyand v umovakh hidroponnykh plivkovykh teplyts'* [Growing roses in hydroponic film greenhouses]. *Aquatic Bioresources and Aquaculture*, Vol. 2, no. 12, 44–56. [in Ukrainian].
18. Yarovy, A. T., & Strakhov, Ye. M. (2015). *Bahatovymirnyi statystychnyi analiz: nachalno-metodychnyi posibnyk dlia studentiv matematychnykh ta ekonomichnykh fakhiv* [Multivariate statistical analysis: a textbook for students of mathematics and economics]. Odesa: Astroprint. [in Ukrainian].
19. Ichimura K. (2013). The latest trends in flower distribution. *Bull. Natl. Inst. Flor. Sci.*, Vol. 13, 1–15.
20. Kishimoto, K. & Y. Watanabe (2023). Effect of pre- and post-transport preservative treatments to extend vase life on scent emission of tulip cut flowers. *JARQ*, no. 57, 47–54.
21. Yang L. X. Liao P., Cheng Z. G. Zhang and H. Li (2020). Composition and diurnal variation of floral scent emission in *Rosa rugosa* Thunb. and *Tulipa gesneriana* L. *Open Chem*, Vol. 18, 1030–1040.
22. Gupta J. & Dubey R. K. (2018). Factors affecting post-harvest life of flower crops. *Int. J. Curr. Microbiol. App. Sci.*, Vol. 7, 548–557.

ВОДНІ БІОРЕСУРСИ ТА АКВАКУЛЬТУРА

Water bioresources and aquaculture

Науковий

журнал

1(15)/2024

Коректура • М. Бабич
Комп'ютерна верстка • В. Гайдабрус

Формат 70x100/16. Гарнітура Times New Roman.
Папір офсетний. Цифровий друк. Обл.-вид. арк. 11,53. Ум. друк. арк. 14,46.
Підписано до друку 31.05.2024. Наклад 100 прим. Замовлення № 0624/446.

Видавництво і друкарня – Видавничий дім «Гельветика»
65101, м. Одеса, вул. Інглезі, 6/1
Телефон +38 (095) 934 48 28, +38 (097) 723 06 08
E-mail: mailbox@helvetica.ua
Свідоцтво суб'єкта видавничої справи
ДК № 7623 від 22.06.2022 р.